

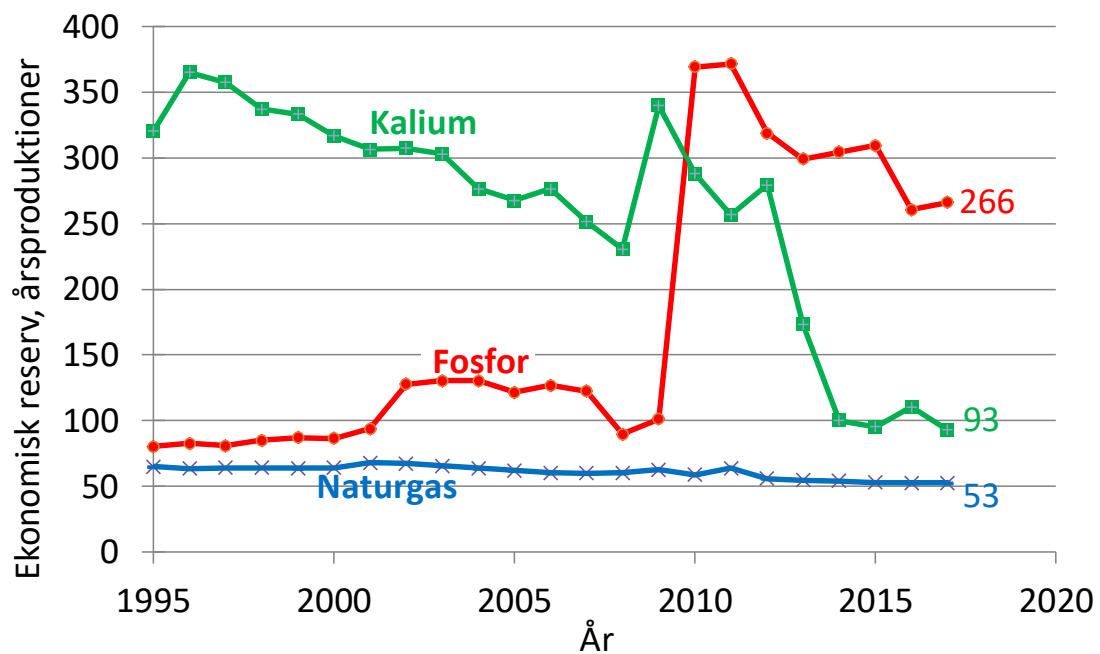


Sveriges lantbruksuniversitet  
Swedish University of Agricultural Sciences

Institutionen för energi och teknik

# Fosfor, kväve, kalium och svavel – tillgång, sårbarhet och återvinning från avlopp

Håkan Jönsson



# Fosfor, kväve, kalium och svavel – tillgång, sårbarhet och återvinning från avlopp

Håkan Jönsson                      Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för energi och teknik, hakan.jonsson@slu.se

**Utgivningsort:** Uppsala

**Utgivningsår:** 2019

**Serietitel:** Energi och teknik

**Delnummer i serien:** 105

**Elektronisk publicering:** <https://pub.epsilon.slu.se>

**Bibliografisk referens:** Håkan Jönsson (2019). *Fosfor, kväve, kalium och svavel – tillgång, sårbarhet och återvinning från avlopp*. Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet. (Energi och teknik, 105).

**ISBN:** 978-91-576-9689-2 (elektronisk)

# Abstract

This report describes how the size of the global economic reserves for the production of mineral fertilizers containing nitrogen, phosphorus, potassium and sulphur have developed over time. How the size of the reserve affects the price is studied and the increases in cost for Swedish crop production at increased prices for mineral nitrogen, phosphorus and potassium fertilizers are calculated. The supply of plant nutrients to Sweden's crop cultivation today is described, as is how Swedish crop production can be expected to be affected by severely impaired or stopped imports of mineral fertilizers. The potential for recycling nutrients from domestic wastewater and waste products is reviewed. Such recycling would reduce vulnerability and could increase the circularity of the food system. The potential for reduced climate impact through the recovery of plant nutrients from wastewater and waste is calculated. The weight of different arguments for recycling nitrogen, phosphorus, potassium and sulphur, is assessed and based on this recommendations for targets for nutrient recovery and recycling from wastewater are given.

It is concluded that the global economic reserves for production of mineral fertilizer phosphorus are large. They correspond to 266 years of production. The reserves of natural gas, the most important input material for production of mineral fertiliser nitrogen, are far smaller, corresponding to 53 years of production, while the reserves for the production of potassium and sulphur fertilizers correspond to 93 and 60 years of production, respectively. According to the analysis, the price is probably not affected by the size of the reserve, in any case not as long as it is larger than about 20 years of production. Doubling the price of mineral fertilizer nitrogen would increase the cost of Swedish crop production almost seven times as much as doubling the price of phosphorus.

Wastewater is the urban waste stream containing most nutrients. Its plant nutrients have been taken up by food and feed plants from the soil and should be recycled and used as fertilizer in a circular society. Recycling of plant-available nitrogen and organic material from wastewater has great potential to reduce the climate impact of Sweden's wastewater management. Recycling of plant-available nitrogen, phosphorus, potassium, sulphur and organic material can also contribute to reducing the vulnerability of crop production. Therefore there are good reasons for introducing a target for the recovery of primarily plant-available nitrogen, but also of phosphorus, potassium and sulphur, in relation to the inflows from toilets, as well as a goal that the organic material of wastewater should be used for production of biofuel, carbon sequestration or other high-quality resource. Regarding the recycling of phosphorus, potassium and sulphur, the reasons for recycling these three substances are about as strong among themselves and with good recycling systems they can all contribute to improved sustainability. In order to promote the development of several recycling techniques that may suit different local conditions, is it desirable to introduce a common goal for the recovery of the sum of these three substances, that is, the sum of recovered amounts of phosphorus, potassium and sulphur should constitute a certain percentage of the sum of the amount of phosphorus plus potassium plus sulphur entering the wastewater system. From the perspective of climate and vulnerability, recycling of plant-available nitrogen is clearly most important and a separate recycling target is therefore recommended for nitrogen from wastewater.

# Sammanfattning

Denna rapport redogör för hur storleken på de globala ekonomiska reserverna för produktion av mineralgödsel med kväve, fosfor, kalium och svavel har utvecklats över tid. Hur storleken på reserven påverkar priset undersöks och kostnadsökningen för svensk växtodling vid ökade priser på mineralgödsel med kväve, fosfor och kalium beräknas. Försörjningen av växtnäring till Sveriges växtodling idag redogörs för, liksom hur svensk växtodling kan förväntas påverkas vid starkt försvårad eller stoppad import av mineralgödsel. Potentialen för återvinning av växtnäring från inhemska avlopps- och avfallsprodukter går igenom. Sådan återvinning skulle minska sårbarheten och öka livsmedelssystemets cirkularitet. Potentialen för minskad klimatpåverkan genom återvinning av växtnäring från avlopp och avfall beräknas. Tyngden av olika argument för återvinning av kväve, fosfor, kalium och svavel bedöms och utifrån denna bedömning ges rekommendationer för mål för återvinning av näring från avlopp.

Slutsatserna i rapporten är att de globala ekonomiska reserverna för produktion av mineralgödselfosfor är stora. De motsvarar 266 årsproduktioner. Reserverna av naturgas, den viktigaste råvaran för produktion av mineralgödselkväve, är små och motsvarar 53 årsproduktioner, medan reserverna för produktion av kalium- och svavelgödselmedel motsvarar 93 respektive 60 årsproduktioner. Enligt analysen i rapporten påverkas troligen inte priset av reservens storlek, i varje fall inte så länge denna är större än ca 20 årsproduktioner. En fördubbling av priset för mineralgödselkväve skulle öka kostnaden för svensk växtodling nästan sju gånger så mycket som en fördubbling av priset på fosfor.

Avlopp är det urbana avfallsflöde som innehåller mest växtnäring. Denna växtnäring har tagits upp av mat- och foderväxter från jorden och bör i ett cirkulärt samhälle återvinnas och användas som gödsel. Återvinning av växttillgängligt kväve och organiskt material från avlopp har stor potential att minska klimatpåverkan från Sveriges hantering av avlopp. Återvinning av växttillgängligt kväve, fosfor, kalium, svavel och organiskt material kan även bidra till att minska växtodlingens sårbarhet och det finns därför goda skäl att införa ett mål för återvinning av framförallt växttillgängligt kväve, men även fosfor, kalium och svavel, i förhållande till inflödet från toaletter, liksom ett mål att avloppets organiska material ska nyttiggöras för mullobildning, produktion av biogas eller annan högvärdig resurs. Vad gäller återvinning av fosfor, kalium och svavel är motiven för återvinning av dessa tre ämnen ungefär lika starka sinsemellan och med bra återvinningssystem kan de alla bidra till förbättrad hållbarhet. För att främja en utveckling av flera olika återvinningstekniker som väl kan passa olika lokala förutsättningar och undvika suboptimering är det lämpligt att införa ett gemensamt mål för återvinning av summan av dessa tre ämnen, alltså att summan av återvunnen fosfor, kalium och svavel ska utgöra en viss procentandel av summan av den mängd fosfor plus kalium plus svavel som tillförs avloppssystemet. Ur klimat- och sårbarhetssynpunkt är återvinning av växttillgängligt kväve klart viktigast och ett separat återvinningsmål bör därför införas för kväve från avlopp.

# Innehållsförteckning

|   |           |
|---|-----------|
| <b>Abstract.....</b>  | <b>2</b>  |
| <b>Sammanfattning .....</b>   | <b>3</b>  |
| <b>Förord .....</b>   | <b>6</b>  |
| <b>Globala ekonomiska reserver för tillverkning av mineralgödsel och<br/>eventuell risk för brist .....</b> | <b>7</b>  |
| Ekonomiska reserver .....   | 7         |
| Samband mellan ekonomisk reserv och pris.....   | 10        |
| Svensk växtodlings känslighet för ändrat pris .....   | 10        |
| Kväve producerat med förnybara resurser.....  | 11        |
| <b>EU:s klassning av fosfor och naturgas.....</b>   | <b>12</b> |
| <b>Växtnäring och gödsling – basfakta.....</b>  | <b>12</b> |
| Växtnäringsupptag och gödslingsrekommendationer.....  | 12        |
| Kväve (N) .....   | 13        |
| Fosfor (P) .....  | 14        |
| Kalium (K).....   | 16        |
| Svavel (S).....   | 16        |
| Mikronäringsämnen .....   | 16        |
| Organiska och sammansatta gödselmedel .....   | 17        |
| Gödselspridare .....  | 18        |
| <b>NPKS – användning och sårbarhet vid importstopp.....</b>   | <b>19</b> |
| Kväve (N) .....   | 19        |
| Fosfor (P) .....  | 19        |
| Kalium (K).....   | 19        |
| Svavel (S).....   | 20        |
| <b>NPKS – möjlig återvinning från avlopp och avfall .....</b>   | <b>21</b> |
| Kväve (N) .....   | 21        |
| Fosfor och organiskt material.....  | 24        |
| Kalium (K).....   | 25        |
| Svavel (S).....   | 26        |
| <b>Klimatpåverkan av återvinning av NPK från avlopp .....</b>   | <b>27</b> |
| Återvinning ger potentiellt minskad klimatpåverkan .....  | 27        |
| Slupna produktionsutsläpp .....   | 27        |

|   |           |
|---|-----------|
| Inlagring av organiskt material ger negativa utsläpp..... | 28        |
| Slupna utsläpp från avloppsrening .....                   | 29        |
| Kväveåtervinning – sammanlagda slupna utsläpp.....        | 31        |
| <b>Diskussion .....</b>                                   | <b>33</b> |
| <b>Slutsatser och rekommendationer.....</b>               | <b>36</b> |
| Slutsatser .....  | 36        |
| Rekommendationer .....                                    | 36        |
| <b>Referenser .....</b>                                   | <b>38</b> |
| Personliga meddelanden.....                               | 41        |

# Förord

Denna rapport är framtagen på uppdrag av den statliga utredningen "Giftfri och cirkulär återföring av fosfor från avloppsslam" vars direktiv ges av Regeringen (2018). Utredningen ska föreslå hur ett krav på förbud mot att sprida avloppsslam, med eventuella undantag, ska utformas. Avloppsslammet ses som en resurs i en cirkulär ekonomi, där ett återflöde av fosfor till jordbruksmark är viktig. Utredningens förslag kommer att ha bäring på flera övergripande mål om giftfri miljö och cirkulära flöden.

Frågan om återföring av fosfor och vägval för framtida slamanvändning har på regeringens uppdrag utretts flera gånger av Naturvårdsverket de senaste 20 åren, bland annat 2002, 2009 och 2013. Alla Naturvårdsverkets redovisningar till regeringen av dessa uppdrag har uttryckt att även andra näringsämnen än fosfor är viktiga att ta hänsyn till och att ökad återvinning och återföring av dessa är önskvärd om det är praktiskt och ekonomiskt rimligt. Särskilt har påpekats att dagens avloppshantering med direktspredning av avloppsslam innebär återföring inte bara av fosfor utan även av flera andra resurser, t.ex. kväve och mullämnen.

Syftet med denna rapport är att bidra till att besvara några kvarstående frågeställningar efter tidigare underlag från Naturvårdsverket. Bland annat gäller det hur stora de globala reserverna av olika mineral och andra ämnen som används i eller vid produktion av mineralgödsel innehållande fosfor, kväve, kalium och svavel är och hur dessa reserver har utvecklats över tid. Påverkan på svensk odling vid stopp för importen av mineralgödsel ska också belysas, liksom möjligheten att ersätta den importerande mineralgödseln med inhemska produkter.

De mer detaljerade frågor som rapporten avser belysa och diskutera är:

- Hur mycket växtnäringsämnen finns i avlopp i relation till andra växtnäringsflöden och resurser som används i svensk livsmedelsproduktion?
- Vilket växtnäringsämne riskerar det bli brist på först i dels en avspärningssituation och dels långsiktigt i relation till global tillgång?
- Hur snabbt och hur hårt påverkas svensk växtodling vid en eventuell situation med helt stoppad import av mineralgödsel?
- Finns det potential för att på ett hållbart sätt återföra också andra växtnäringsämnen än fosfor från avloppet?

Resultaten från rapporten kommer förhoppningsvis att användas som del i underlaget för utredningens fortsatta arbete med att utforma förslag och göra konsekvensanalyser.

Rapporten har bekostats av gruppmedel inom forskargruppen Kretsloppsteknik vid Institutionen för energi och teknik, SLU, samt av utredningen "Giftfri och cirkulär återföring av fosfor från avloppsslam" inom Regeringskansliet. Jag riktar ett stort tack till finansörerna. Det har varit mycket givande att få möjlighet att studera frågan om återvinning av växtnäring ur avlopp ur andra perspektiv än bara fosfor och att få möjlighet att tänka tankar om detta till slut!

Stort tack till Cecilia Bertholds – Käppalaförbundet, Hamse Kjerstadius – NSVA, Kersti Linderholm – Silvbergs Miljöteknik AB, Gunnar Rundgren - Sunnansjö Gård och Pernilla Tidåker – SLU som i slutskedet lämnat konstruktiva kommentarer på rapportens innehåll och struktur.

# Globala ekonomiska reserver för tillverkning av mineralgödsel och eventuell risk för brist

Samtliga utredningar om återvinning av näring från avlopp som tillsatts av regeringen de senaste 20 åren har betonat vikten av att återvinna fosfor för odling. Detta har motiverats med att brytvärd råfosfat är en ändlig resurs och att fosfor dessutom är ett livsnödvändigt och oersättligt näringsämne för såväl växter som djur. För växter är emellertid många ämnen livsnödvändiga och oersättliga. Tre andra sådana näringsämnen som används i större mängd än fosfor i svenskt jordbruk är kväve (N), kalium (K) och svavel (S). Kväve i form av de mineraliska formerna nitrat och ammonium tas upp av växterna. De är växttillgängliga (Vxt-N) och betecknas även med samlingstermen mineralkväve.

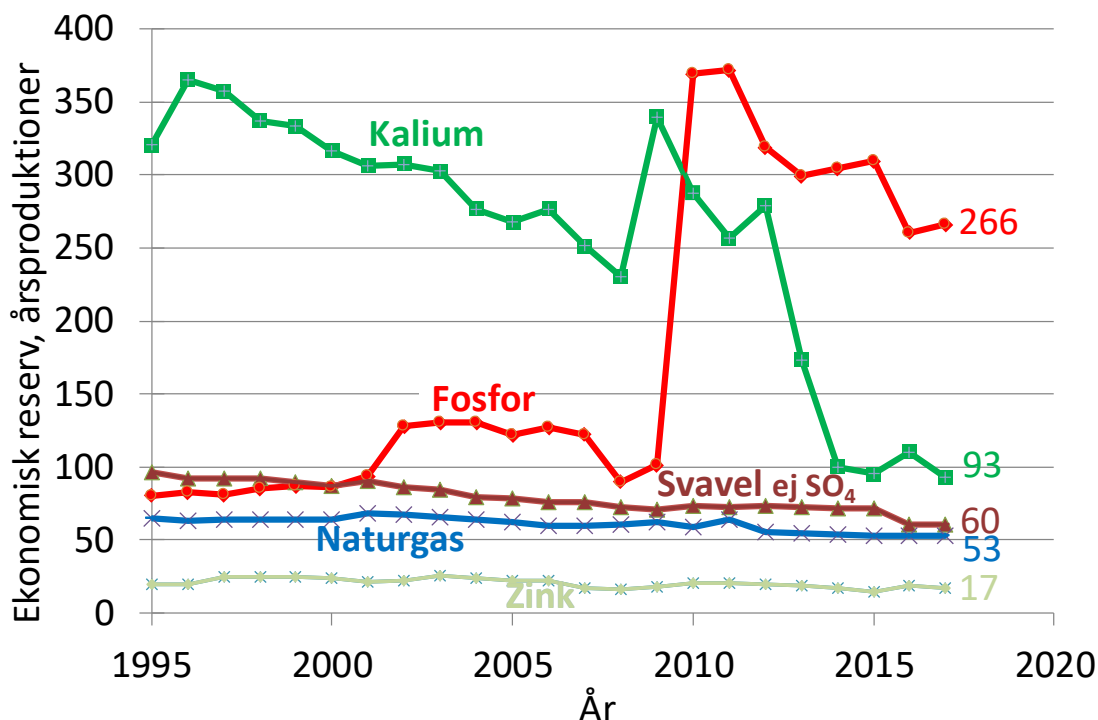
## Ekonomiska reserver

Som underlag för att bedöma risken för brist på olika råvaror och produkter publicerar United States Geological Survey (USGS) årligen "Mineral Commodities Summaries". De flesta forskningspublikationer som behandlar risken för framtida brist på fosfor ("peak phosphorus") använder data från USGS. För vart och ett av de 84 ämnen och råvaror som behandlas i "Mineral Commodities Summaries" ger USGS produktionen av ämnet i olika länder och globalt, samt hur stora ekonomiska reserver som det finns i olika länder och globalt. De ekonomiska reserverna definieras som de fyndigheter som har en sådan kvalitet att de ekonomiskt skulle kunna utvinnas vid tiden för skattningen, med befintlig teknik och aktuella priser. (*"Reserves.—That part of the reserve base which could be economically extracted or produced at the time of determination. The term reserves need not signify that extraction facilities are in place and operative"*.) (USGS, 2018).

En stor fördel med att använda siffror från USGS för att jämföra storleken på de ekonomiska reserverna av olika ämnen är att de använder samma termer och definitioner för alla ämnen. Olika ämnen kan därför jämföras sinsemellan vad gäller storleken på de ekonomiska reserverna. Mineral Commodities Summaries från USGS ger dock inga data för energiråvaror. Därför är data för naturgas i figur 1 hämtade från den årliga utgåvan av *BP Statistical Review of World Energy* som använder en med USGS snarlik definition av termen reserv (*"...can be recovered in the future from known reservoirs under existing economic and operating conditions"*).

Om man dividerar de ekonomiska reserverna i ton för ett ämne med produktionen av detta ämne i ton det aktuella året får man ämnets aktuella ekonomiska reserver mätt i antal årsproduktioner. Figur 1 visar utvecklingen av de ekonomiska reserverna för de viktigaste råvarorna för att producera mineralgödselmedel innehållande kväve, fosfor, kalium och svavel. Viktigaste råvaran för produktion av fosforgödselmedel är råfosfat, för kaliumgödselmedel kalisalt, för svavelgödselmedel icke oxiderat svavel, och för kvävegödselmedel är det naturgas, som både levererar energin och väteatomerna till produktionen av ammoniak, som är första steget för produktion av alla gödselmedel med mineralkväve.





Figur 1. Utvecklingen av de ekonomiska reserverna uttryckt i antal årsproduktioner för de viktigaste råvarorna för att tillverka mineralgödsel med kalium (kalisalt), fosfor (råfosfat), kväve (naturgas) och svavel (icke oxiderat svavel) så som de årligen uppskattats av USGS och BP mellan 1995 och 2017. Som jämförelse visas även de ekonomiska reserverna för zink (USGS, 1996-2018; BP, 1996-2018).

Av figur 1 framgår tydligt att ett ämnes ekonomiska reserv inte kontinuerligt minskar från ett givet värde i takt med att materialet i reserven utvinns, vilket antas i olika artiklar om "Peak Phosphorus" (t.ex. Cordell m.fl., 2011; Cordell & White 2011) när de modellerar vilket år i framtiden som fosforfyndigheterna tar slut. Istället ökar den ekonomiska reserven när man hittar nya fyndigheter och när fyndigheter som tidigare varit oekonomiska att utvinna blir ekonomiska på grund av att priset stiger och/eller billigare utvinningstekniker utvecklas. Ökningen av den ekonomiska reserven för fosfor runt 2010 (figur 1) berodde till exempel huvudsakligen på att stora, ekonomiskt och tekniskt utvinningsbara fyndigheter upptäcktes i Marocko/Västsahara. Att ett högre pris dramatiskt kan öka de ekonomiska reserverna indikerade USGS (2009) med texten "*Large phosphate resources have been identified on the continental shelves and on seamounts in the Atlantic Ocean and the Pacific Ocean. High phosphate rock prices have renewed interest in exploiting offshore resources of Mexico and Namibia*". Priserna på mineralgödsel föll tillbaka efter en topp 2008, vilket innebär att de stora fosforresurserna utanför Mexiko och Namibia ännu inte räknas in i de ekonomiska reserverna. Detta innebär att risken för en svår framtida brist på fosfor är mindre än vad som indikeras av den ekonomiska reserven på 266 årsförbrukningar, för vid ett högre pris kommer stora, idag ekonomiskt olönsamma, resurser att flytta in i de ekonomiska reserverna (figur 1).

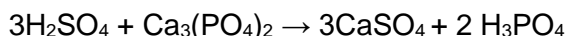
Den skattade storleken på den ekonomiska reserven av kalium och fosfor i figur 1 varierar betydligt mer mellan olika år än skattningen för naturgas. Den troliga orsaken till detta är att världens berggrund länge och grundligt har undersökts efter fyndigheter av olja och naturgas, medan betydligt färre undersökningar har gjorts efter fyndigheter av fosfor- och kalium.

Samma omsorg som för naturgas har inte heller lagts på hanteringen av data om fyndigheterna av kalium och fosfor. Den stora nedgången i den skattade ekonomiska reserven för kalium mellan 2012 och 2014 (figur 1) berodde till exempel på att vissa länder tidigare felaktigt rapporterat antalet ton brytvärd kaliummalm istället för antalet ton utvinningsbar  $K_2O$ , vilket USGS rapporterade det som (USGS, 2014). Detta rättades 2013 och 2014 vilket resulterade i att den ekonomiska reserven av kalium minskade kraftigt.

Naturgas är den mest använda och den energimässigt effektivaste råvaran för produktion av ammoniak, även om i vissa fall olja eller kol används istället, framförallt i Kina. Ammoniak är i sin tur råvara till övriga kvävegödselmedel som ammoniumnitrat, kalciumnitrat (kalksalpeter), urea med flera. Naturgas är den råvara för tillverkning av mineralgödsel i figur 1 som har minst ekonomisk reserv räknat i antal årsproduktioner.

Svavel har stor betydelse för produktionen av mineralgödsel på minst två sätt. Det första och mest uppenbara sättet är som råvara för svavelgödselmedel. Gips fungerar bra som svavelgödselmedel och då det enligt USGS (2018) finns nästan obegränsat med gips finns ingen risk för global brist på svavelgödsel i form av gips.

En idag mycket viktigare, men inte lika uppenbar roll är användningen av svavel vid produktion av mineralgödsel fosfor. En mycket stor del (>55 %; Wainright, 2018) av världens svavelsyraproduktion, och därmed svavelproduktion, används vid produktionen av mineralgödsel fosfor. Svavelsyran används för att binda upp kalciumet i råfosfaten (apatiten) till gips i den våtkemiska produktionsprocessen. Fosfatjonen bildar tillsammans med svavelsyrans vätejoner fosforsyra (ekvation 1) för vidare produktion av olika fasta fosforgödselmedel.



Ekvation 1.

Atomvikten för svavel är 32 och för fosfor 31. Eftersom det går åt tre svavelatomer för att få två fosforatomer i form av fosforsyra går det åt ca 1,5 kg svavel för produktion av 1 kg fosfor. Det finns varianter av tillverkningsprocessen som något eller helt reducerar användningen av svavelsyra men den våtkemiska processen är idag den viktigaste. Detta innebär att den globala tillgången till icke oxiderat svavel, som svavelsyran framställs ur, är en mycket viktig råvara för produktion av fosforgödselmedel, och detta gäller även för flera av de återvinningsprocesser som finns för fosfor från aska och annat avfall. Svavelsyran framställs nästan uteslutande från reducerat svavel i fossila bränslen och sulfidmalmer. Den svavelreserv som visas i figur 1 är USGS skattning av hur mycket reducerat svavel det finns i olika fossila bränslen samt olika sulfidmalmer, samt dessutom i de mindre reserverna av atomärt svavel som finns i vulkaniska fyndigheter. Detta innebär att om användning av fossila bränslen minskar mycket kan priset på svavel stiga, eftersom tillgången till reducerat svavel då minskar.

Figur 1 visar som jämförelse också ett ämne som länge haft liten ekonomisk reserv, zink. Om minskande ekonomiska reserver av en råvara leder till att denna tar slut, eller till starkt ökande priser, borde man kunna se detta för zink. Den ekonomiska reserven för zink skattades 1995 till 140 miljoner ton (USGS, 1996). Under perioden 1995 till 2010 producerades i världen 146 miljoner ton, alltså mer än vad som fanns i den ekonomiska reserven 1995. Trots detta skattades den ekonomiska reserven 2010 till 250 miljoner ton, vilket det året motsvarade 21 årsproduktioner. En liten ekonomisk reserv förefaller alltså driva på prospektering efter nya fyndigheter och innovationer för bättre utvinningstekniker, vilket för zink inneburit att den ekonomiska reservens storlek i ton ökat från 140 miljoner ton år 1995 till 230 miljoner ton år 2017. Under perioden 1995 till 2017 ökade den globala produktionen av zink med 87 %, medan den för råfosfat ökade med 92 %, kalium med 60 % och naturgas med 74 % (tabell 1). Produktionsökningarna

under denna tidsperiod för zink och råfosfat var alltså snarlika, liksom de för kalium och naturgas var snarlika varandra.

## Samband mellan ekonomisk reserv och pris

Pristoppen på mineralgödselmedel, inklusive mineralfosfor, 2008 nämns i artiklar om *Peak phosphorus* som en möjlig tidig indikation på vad en minskad reserv av råfosfat kan komma att resultera i (t.ex. Cordell & White, 2011). I sin analys av mineralgödselmedlens pristopp, som inte bara gällde fosfor, utan också kväve och kalium, nämner emellertid Jordbruksverket (Ekman, 2008) inte alls minskande reserver av råfosfat. Jordbruksverket, liksom EU (2017), betonar istället ökad efterfrågan på mineralgödsel beroende på höga priser på spannmål och biobränslen, tidigare minskad kapacitet för produktion av mineralgödsel beroende på låga priser och att det tar lång tid att bygga ny produktionskapacitet, samt stigande priser på naturgas. Samtliga dessa faktorer är väl förankrade i ekonomisk teori.

USGS rapporterar årligen priset på ämnena i Mineral Commodities Summaries. För kväve i form av ammoniak rapporteras priset fritt Gulfkusten, för råfosfat och kalium fritt gruvan och för zink rapporteras genomsnittspriset på Londons metallbörs.

Prisökningen från 1995 till 2017 i löpande penningvärde var lägst för ammoniak, endast 13 %, störst för kalium, 477 %, och däremellan för råfosfat och zink (tabell 1). Variationskoefficienten för priserna runt genomsnittspriset var störst för kalium, 67 %, och lägst för zink, 44 %. Spannet mellan högsta och lägst pris under perioden var störst för råfosfat, 195 % och lägst för zink, 148 % (tabell 1).

Tabell 1. Utvecklingen av priser, världsproduktion och ekonomisk reserv från 1995 till 2017 i procent för kväve i form av ammoniak, råfosfat, kalium och zink (USGS, 1996-2018)

| Ämne   | Naturgas | Ammoniak | Råfosfat | Kalium | Zink |
|--|----------|----------|----------|--------|------|
| Prisökning 1995 till 2017, %                 |          | 13       | 245      | 477    | 168  |
| Prisets variationskoefficient, %             |          | 50       | 60       | 67     | 44   |
| Prisets spann, %                             |          | 155      | 195      | 175    | 148  |
| Världsproduktion, ökning 1995-2017, %        | 74       | 56       | 92       | 60     | 87   |
| Ekonomisk reserv i ton, ändring 1995-2017, % | 41       |          | 536      | -54    | 64   |

Zink hade betydligt mindre ekonomisk reserv mätt i antal årsproduktioner än kalium och fosfor och produktion av dessa olika ämnen ökade ungefär lika mycket i procent. Trots detta hade zink, jämfört med råfosfat och kalium, den i särklass minsta prisökningen under perioden 1995-2017 och dessutom det minst volatila priset, 44 % mätt som variationskoefficient (tabell 1). Detta tyder på att begränsad storlek på den ekonomiska reserven inte väsentligt påverkar prisbildningen, åtminstone inte om den ekonomiska reserven är runt 20 årsproduktioner eller mer.

## Svensk växtodlings känslighet för ändrat pris

En prisökning på kvävegödselmedel påverkar kostnader för produktion av livsmedel betydligt mer än samma relativa prisökning på fosfor (tabell 2). En prisökning på kvävegödselmedlen med 50 % ökar kostnaderna för svensk växtodling nästan sju gånger så mycket som en 50 procentig prisökning på fosforgödselmedel. En prisökning på kvävegödselmedlen påverkar dessutom lantbruket direkt då lantbrukarna svårigen kan avstå

från att gödsla med kväve eftersom skörden påverkas mycket redan första året. Lantbrukarna kan däremot ofta avstå från att gödsla med fosfor i flera år utan några större konsekvenser för skörden, eftersom marken fungerar som en stor fosforbuffert vars innehåll räcker till att försörja flera års grödor. Detta beskrivs utförligare i kapitel *Fosfor (P)*, sid 14. En prisökning på 50 % kaliumgödselmedel ökar kostnaderna ca 30 % mindre än samma procentuella kostnadsökning på fosforgödselmedelen (tabell 2).

Tabell 2. Kostnaderna för mineralgödselmedel med växttillgängligt kväve (Vxtt-N), fosfor och kalium beräknade från försäljningen i Sverige av dessa 2016/17 och de priser Jordbruksverket (2018) antagit, samt den ökade kostnaden vid 50 % prisökning på näringsämnen, miljoner kr/år

| Kostnad för svenskt jord- och trädgårdsbruk                                      | Vxtt-N | Fosfor | Kalium |
|--|--------|--------|--------|
| Kostnad för mineralgödsel (mängd 2016/17 <sup>a</sup> , pris 2019 <sup>b</sup> ) | 1880   | 290    | 200    |
| Kostnadsökning vid 50 % ökat mineralgödselpris                                   | 940    | 145    | 100    |

a. SCB (2018a)

b. Jordbruksverket (2018)

## Kväve producerat med förnybara resurser

Ammoniak, och därmed kvävegödselmedel, kan, med lägre energieffektivitet och större utsläpp av växthusgaser, produceras från olja (vars ekonomiska reserv år 2017 motsvarande 50 årsproduktioner), kol (ekonomisk reserv 134 årsproduktioner år 2017), samt från förnyelsebara råvaror som metan från biogas och elektricitet. Produktion av ammoniak med elektricitet kräver dock ungefär tre gånger så mycket energi som dagens produktion med naturgas (Dawson & Hilton, 2011). Effektiviteten för tillverkning av ammoniak från biometan bör vara lika hög som från naturgas, liksom utsläppen av lustgas. Ahlgren m.fl. (2015) beräknade produktionskostnaden för ammoniumnitrat från såväl biometan som vindel till 23-24 kr per kg N. Detta kan jämföras med kostnaden Jordbruksverket (2018) antog för mineralkväve ute hos lantbrukarna, 9,47 kr per kg N. För att bli jämförbar ska till produktionskostnaden läggas påslag från mellanhänder samt transportkostnad till lantbrukaren, vilket gör att kvävegödselmedel från såväl biometan som vindel troligen kommer att kosta lantbrukaren åtminstone 28-30 kr per kg N, mer än tre gånger så mycket som Jordbruksverket (2018) antog. Detta innebär att lantbrukets kostnader för mineralgödsel, vid oförändrad användning, skulle öka från ca 1,9 (tabell 2) till minst 5,7 miljarder kronor per år.

## EU:s klassning av fosfor och naturgas

På EU-nivå klassas såväl vit fosfor som fosforgödsel som kritiska råvaror (EU, 2017). Vit fosfor är ren fosfor som används som råvara för kemiska produkter (brandskyddsmedel, smörjolja etc.) och metall- och elektronikprodukter. För att klassas som en kritisk råvara ska den ekonomiska betydelsen vara över 2,8 på EU:s skala och försörjningsrisken 1,0 eller högre. Eftersom den vita fosfor ingår i produkter av stort ekonomiskt värde klassar EU vit fosfor som ekonomiskt mycket betydelsefull (4,4 på EU:s skala). EU har inte någon enda produktionsanläggning för vit fosfor utan allt importeras, 77 % från Kazakstan och 22 % från Vietnam och Kina (EU, 2017). Detta gör att EU klassar försörjningsrisken för vit fosfor till 4,1. Den vita fosfor ligger betydligt över gränsvärdena för ekonomisk betydelse och försörjningsrisk och klassas därför som en kritisk råvara (EU, 2017).

I bedömningen av kritiska råvaror behandlar EU fosforgödselmedel, fosforsyra och råfosfat tillsammans (EU, 2017). Av det som används i EU bryts 12 % i Finland medan resten importeras, mest från Marocko (28 %) och Ryssland (16 %). Resterande 44 % importeras från många olika länder. EU (2017) bedömer försörjningsrisken för råfosfat/fosforgödselmedel till 1,0, alltså exakt gränsvärdet för att kvala in som kritisk råvara. Mellan 2014 och 2017 bedöms försörjningsrisken ha sjunkit något, från 1,1 till 1,0 (EU, 2017). Försörjningsrisken kan komma att sänkas ytterligare då den planerade återvinningen av fosfor från avloppsslam i Tyskland och Danmark/Sverige och från gruvavfall i Sverige kommit igång. Den ekonomiska betydelsen av fosforgödselmedlen bedöms vara stor, 5,1. Sammantaget klassar alltså EU (2017) också råfosfat som en kritisk råvara.

EU (2017) bedömer att fosforgödsel är en kritisk råvara enbart utifrån dess ekonomiska betydelse och försörjningsrisk. De beaktar inte alls tidsaspekten i växtodlingens sårbarhet, vilken diskuteras för Sverige i kapitel *Fosfor (P)*, sid 14. EU (2017) nämner dock denna robusthet i rapporten: "*Agricultural use of P is also relatively resilient as it is accumulated in soils such that farmers can easily skip high-cost years*", men tar alltså ingen hänsyn till den i sin bedömning.

EU:s klassning av kritiska råvaror omfattar inte energiråvaror som naturgas och råolja. EU betraktar dock tillgången till naturgas som mycket kritisk, vilket bland annat visas av att man har en reglering för att säkerställa tillgången till naturgas "*Security of Gas Supply Regulation, Regulation (EU) 2017/1938*". Denna reglering uppdaterades 2017 då säkrare tillgång på naturgas ansågs behövas eftersom importen av naturgas ökat och den ekonomiska reserven av naturgas inom EU minskat. EU:s ekonomiska reserv motsvarade endast 10 årsproduktioner (BP, 2018) och detta trots att produktionen av naturgas inom EU minskat med 40 % mellan 2006 och 2016 (Eurostat, 2018), vilket innebär att den ekonomiska reserven räknat i antal årsproduktioner kunde ökat. EU:s import av naturgas som andel av användningen har ökat från ca 60 % 2006 (Eurostat, 2018) till ca 75 % 2017 (BP, 2018). Mest importerar EU från Ryssland, som stod för 40 % av importen 2016 (BP, 2018).

## Växtnäring och gödsling – basfakta

### Växtnäringsupptag och gödslingsrekommendationer

De ämnen som växter behöver för sin tillväxt kallas växtnäringsämnen. Växtnäringsämnen brukar efter behovet hos vanliga grödor delas in i makronäringsämnen och mikronäringsämnen. Som makronäringsämnen räknas tre som tas upp ur luft och vatten, kol



(C), syre (O) och väte (H), samt följande sex som tas ur marken via markvatten, kväve (N), kalium (K), svavel (S), fosfor (P), kalcium (Ca) och magnesium (Mg). Grödorna tar oftast upp näringsämnena i jonform. Kväve tas upp som nitrat  $\text{NO}_3^-$  och ammonium  $\text{NH}_4^+$ , kalium som kaliumjon  $\text{K}^+$  och fosfor som någon fosfatjon, vid normalt pH huvudsakligen  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ . Svavel tas upp som sulfatjon  $\text{SO}_4^{2-}$ , magnesium som  $\text{Mg}^{2+}$ , och kalcium som  $\text{Ca}^{2+}$ . Vanligen gödslar lantbrukare med konventionell odling varje år med kväve, fosfor, kalium och svavel. Kalcium finns i marken i tillräcklig mängd om pH är i ett intervall som passar grödan. Om pH är för lågt höjs det genom kalkning vilket tillför mycket kalcium. Magnesium finns ofta också i stor mängd i marken, men om magnesium behövs, tillförs det som dolomitkalk,  $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ , om fältet också behöver kalkas. Annars används mineralgödsel som innehåller magnesium.

Åkermark innehåller normalt stora mängder kväve och fosfor men mycket är bundet i markens organiska substans och är alltså inte tillgängligt för växter. En måttligt mullhaltig åkerjord innehåller mellan 4 och 9 ton organiskt kväve per hektar och dess innehåll av fosfor är vanligen 1000-2000 kg per hektar (Linderholm, 2011), varav runt hälften är organiskt bundet (Bertilsson m.fl., 2005). När den organiska substansen bryts ner (mineraliseras) så frigörs växtnäringsämnena. I Sverige är mineraliseringen normalt några procent per år. Lerjordar innehåller även stora mängder kalium i själva lermineralet. Detta blir växttillgängligt i takt med markens vittring.

Jordbruksverket ger årligen ut rekommendationer för gödsling och kalkning baserade på en ekonomisk optimering av grödans svar på gödslingen i relation till kostnaden för gödslingen. Grödans ekonomiska svar beror på markens innehåll av tillgänglig växtnäring, grödans och gödselmedlets pris och hur stor merskörd och eventuell kvalitetspåverkan blir av gödsling. Detta innebär att Jordbruksverket rekommenderar att man ska minska på gödslingen av kväve, fosfor och kalium om marken redan innehåller mycket av dessa ämnen, medan man rekommenderas att gödsla mer, eller mycket mer, än grödans bortförslut om marken är näringsfattig, eller om grödans ekonomiska svar vida överstiger kostnaden för gödslingen. Utifrån innehållet av löslig fosfor och kalium delas marken in i olika fosfor- (P-AL) och kaliumklasser (K-AL), där klass I är en jord med låg halt av löslig, och därmed lättillgänglig, fosfor respektive kalium och klass V är en jord med hög halt. Många svenska odlingsjordar ligger i klass III.

Priserna som använts i den ekonomiska optimeringen bakom 2019 års gödslingsrekommendationer från Jordbruksverket (2018) är:

N 9,47 kr/kg

P 19,89 kr/kg

K 7,40 kr/kg

Jordbruksverket (2018) ger inget pris för svavel, antagligen beroende på att svavel är så billigt. Utifrån priserna på sammansatta NPKS-gödselmedel 2011-08-10 beräknades priset på S då till 2,16 kr per kg (Jönsson m.fl., 2012). Eftersom de förväntade priserna på N, P och K år 2019 är av samma storleksordning som priserna var 2011 är det rimligt att anta att priset för S fortfarande är av storleksordningen 2 kr per kg.

## Kväve (N)

Växttillgängligt kväve (kväve i form av nitrat  $\text{NO}_3^-$  och ammonium  $\text{NH}_4^+$ ) är det näringsämne som oftast begränsar skörden, såväl i Sverige, som globalt. Det växttillgängliga kvävet i jorden är nästan uteslutande nitratkväve,  $\text{NO}_3^-$ , som binds dåligt i marken. I samband med höstregn och vårflood förloras därför i regel större delen av det nitratkväve som finns i jorden på hösten, dels med dräneringsvattnet som nitratkväve och dels till luften som kvävgas och lustgas, på grund av denitrifikation i anaeroba zoner i

den blöta jorden. I Sverige behöver därför växttillgängligt kväve tillföras varje år på våren/försommaren för att grödan ska kunna nå sin skördepotential, med undantag för kvävefixerande grödor som bönor, ärtor och klöver. Växterna har stort behov av kväve när de växer som mest, på våren och sommaren. Gödslingen bör därför ske strax innan grödan börjar växa ordentligt, samt för vissa grödor dessutom inför stadier där kväve är extra viktigt för utvecklingen. Det moderna lantbrukets höga produktivitet beror till stor utsträckning på att vi årligen kan tillfredsställa växternas behov av växttillgängligt kväve.

Jordbruksverket (2018) rekommenderar att stråsäd med en förväntad skörd på 6 ton per hektar gödslas med 90-165 kg N/ha, där den lägsta rekommendationen gäller havre i södra Götaland och den högsta gäller vårvete. Skillnaden förklaras av grödornas olika svar på gödslingen och deras olika pris, där vårvete har högst pris per kg. Stråsäd bortför 15-20 kg N per ton skördad kärna, där det lägsta värdet avser råg och det högsta vete.

## Fosfor (P)

Bortförseln av fosfor med 6 ton stråsäd per hektar är 19-22 kg P per hektar. Den rekommenderade gödslingen till stråsäd varierar mellan 0 och 25 kg P per hektar beroende på markens innehåll av växttillgänglig fosfor (Jordbruksverket, 2018). Gödsling med 25 kg P per hektar rekommenderas på åkermark med fosforklass I, medan ingen fosforgödsling alls rekommenderas för mark i de båda högsta fosforklasserna, IVB och V. Gödslingsrekommendationen till mark i fosforklasserna II och III är 20 respektive 15 kg/ha. Att gödslingsrekommendationen varierar så mycket beror på att markens innehåll av växttillgänglig fosfor, och därmed dess förmåga att utan tillförsel försörja grödan, varierar mycket. Viss justering av fosforgödslingen rekommenderas efter förväntad skördenivå, +/- 3 kg P per hektar vid förväntad skörd över eller under 6 ton per hektar (Jordbruksverket, 2018).

Vissa grödor svarar, vad gäller skördens kvantitet och/eller kvalitet, speciellt bra på gödsling med fosfor, t.ex. potatis som har litet rotsystem och därför svårt att ta upp tillräckligt med fosfor. Därför rekommenderas gödsling med 15-70 kg P per hektar till potatis, trots att den bara bortför ca 15 kg per ha (Jordbruksverket, 2018). Den stora fosforgivan till potatisen innebär i normalfallet att grödan efter potatisen inte behöver någon fosforgödsling. Annars rekommenderas normalt årlig tillförsel av fosfor, troligen för att det något minskar risken för fosforförluster och dessutom också något risken för att den tillförda fosforn hinner läggas fast hårt i marken innan grödan hunnit ta upp den.

Det totala förrådet av fosfor är i genomsnitt ca 2000 kg/ha, varav runt hälften är organiskt bundet (Bertilsson m.fl., 2005). Förrådet av den mera svårtillgängliga mineraliska fosforn är i genomsnitt ca 800 kg/ha medan förrådet av den mera lättillgängliga fosforn (P-AL) är 200 kg per hektar i en jord på gränsen mellan P-AL klass III och IV (8 mg P-AL/100 g; Bertilsson m.fl., 2005). Då de flesta grödor bortför 15-30 kg fosfor per hektar och år räcker markens förråd av lättillgänglig fosfor således till flera års grödor, speciellt som vid uttag av lättillgänglig fosfor fylls den lättillgängliga fosforn i stor utsträckning på via omlagring från svårtillgänglig fosfor (Bertilsson m.fl., 2005).

Vid bortförsel via grödan av en större mängd lättillgänglig fosfor än vad som tillförs, liksom vid tillförsel av större mängd lättillgänglig fosfor än vad grödan för bort, har långliggande försök visat att det sker en omlagring mellan den lättillgängliga fosforn och den mer svårtillgängliga. Enligt Bertilsson m.fl. (2005) minskar denna omlagring mellan markens olika fosforförråd över tid påverkan på den lättillgängliga fosforn (P-AL) med mellan 50 % och 90 % av ett sådant nettouttag eller nettotillförsel av löslig fosfor.

Påverkan på markens förråd av P-AL efter några år är alltså bara 10 % till 50 % av en sådan nettotillförsel eller nettobortförsel beroende på den succesiva omlagringen från eller till mera svårtillgänglig fosfor, samt, vid nettouttag, också på ett visst upptag från alven, marklagret under matjorden. Denna omlagring är en förklaring till att Jordbruksverket (2018) betonar att man långsiktigt bör sträva efter att marken ska ligga i lagom fosforklass (P-AL klass II-III om man odlar spannmål och III-IV om man odlar potatis, sockerbetor, majs eller oljeväxter), snarare än att man ska tillföra exakt den mängd fosfor som rekommenderas till varje års gröda.

Enligt Nawara m.fl. (2017) krävs för vete en P-AL-halt på 6,9 mg per 100 gram jord för att grödan ska producera inom 95 % av maximal skörd, för korn 7,5 mg P-AL per 100 gram, och för potatis 20 mg P-AL per 100 gram. Detta motsvarar för vete och korn övre delen av P-AL klass III och för potatis klass V. Detta innebär att Jordbruksverket (2018) rekommenderar att man bör ligga lite lägre vad gäller P-AL än den nivå som enligt Nawara m.fl. (2017) krävs för 95 % av maximal skörd. Detta förklaras troligen av att man vid årlig gödsling med mineralfosfor i direkt anslutning till sådden tillför mycket lättillgänglig fosfor vilket underlättar grödans upptag. Dessutom tar Jordbruksverket (2018), i motsats till Nawara m.fl. (2017), hänsyn till att fosforgödsling kostar pengar. Det är inte ekonomiskt optimalt att helt nå maximal skörd.

En konsekvens av ovanstående är att det för de flesta grödor på de flesta jordar knappast blir någon märkbar skördesänkning förrän efter 3-10 år utan gödsling med fosfor (Valkama et al., 2009), där tiden beror på markens förråd av lättillgänglig fosfor, dess P-AL- klass. Detta beror på att förrådet av lättillgänglig fosfor är så stort i förhållande till grödans bortförsel och den omlagring från mera svårtillgänglig fosfor som sker. Två exempel som illustrerar detta är de helt ogödslade leden i de båda slamförsöken i Skåne. I dessa var halterna av lättillgänglig fosfor, P-Al (Andersson, 2012), fortfarande efter 30 år helt utan någon gödsling alls, över de kritiska nivåer där tillgången på fosfor börjar begränsa skörden av stråsäd (kritisk nivå för 95 % skörd enligt Nawara m.fl., 2017) För potatis, sockerbetor, majs och oljeväxter kommer man märka skillnad tidigare än för stråsäd, för potatis kanske redan första året eftersom dess rotsystem är begränsat, vilket gör att den har svårt att utnyttja fosfor från hela markprofilen (Jordbruksverket, 2018; Nawara m.fl., 2017).

En annan konsekvens av ovanstående är att man, utom för potatis och möjligen foder-majs, bör undvika att förrådsgödsla med lättillgänglig fosfor (mineralgödsselfosfor) eftersom en del av den lättillgängliga fosfor vid förrådsgödslingen kommer att omlagras till svårtillgänglig. Vid förrådsgödsling med slamfosfor är det annorlunda eftersom denna inte är lättillgänglig, utan organiskt bunden eller associerad till fällningskemikalierna (bunden eller adsorberad) och liknar därför markens svårtillgängliga fosfor. Den ökning av lättillgänglig fosfor (P-AL) som slammet ger kommer därför starkt att påverkas av markens förmåga att omvandla slammets bundna fosfor till lättillgänglig fosfor. Detta kan förklara varför man på fosforsvaga jordar (P-AL klass I till nedre delen av klass III) även efter en 5- eller 7-årsgiva av slam kan behöva kompletteringsgödsla med mineralgödsselfosfor dels år 1 om man odlar en gröda med litet rotsystem, som vårkorn, och dels efter 3-4 år, då slammets tillskott till omvandlingen till lättillgänglig fosfor börjar avta. På andra jordar däremot verkar långtidseffekten av slamfosfor vara lika bra som den av mineralgödsselfosfor och 10 - 50 % av fosforbalansens överskott återfinns som lättillgänglig P-AL-fosfor även när det tillförts i form av slam (Börjesson & Kätterer, 2019; Bertilsson m.fl., 2005).

Spridning av organiska fosforrika gödselmedel som avloppsslam och stallgödsel är, i förhållande till spridning av mineralgödsel dyr, och bör bara utföras när jorden inte är alltför känslig för packning, då både spridarutrustningen som gödselmedlet är tunga.



Detta medför att man vid gödsling med dessa gödselmedel oftast sprider flera års behov av fosfor. Man förrådsgödslar, och för avloppsslam får man enligt SNFS 1994:2 (Naturvårdsverket, 2001) på en jord i fosforklass I och II sprida en 7-årsgiva på upp till 245 kg P per hektar och tillfälle (35 kg P/ha, år i genomsnitt). På jord i klass III-V får man sprida maximalt 154 kg P per hektar och tillfälle (22 kg P/ha, år i genomsnitt). Samtidigt får man som genomsnitt under en valfri löpande 5-årsperiod på företagets hela spridningsareal maximalt sprida 22 kg P/ha, år från organiska gödselmedel enligt SJVFS 2004:62 (Jordbruksverket, 2015).

## Kalium (K)

Markens innehåll av kalium kan vara mycket stort på lerjord, 50 ton per hektar och mer bara i matjorden (Eriksson m.fl., 1970), då kalium ingår i lermineralet. Växterna behöver dock kalium i jonform. Kalium blir tillgängligt från lermineralet genom vittring. Vitttringen har visats frigöra 35 till 65 kg K/ha, år på lerjord, medan motsvarande siffra för sandjord endast är 8 kg/ha, år (Andrist Rangel, 2008). Kaliumhalten i organogena jordar är oftast mycket låg. På kaliumrika lerjordar kan vittringen räcka för att försörja stråsäd och oljeväxter med kalium (Jordbruksverket, 2018). Bortförseln med grödan varierar relativt mer mellan olika grödor för kalium än för kväve och fosfor. Medan bortförseln av kalium är ca 26 kg per hektar vid skördenivån 6 ton stråsäd per ha är den ca 150 kg per hektar för potatis (30 ton/ha) och vall (6 ton TS/ha). Gödslingsrekommendationen varierar mellan 0 och 40 kg K per hektar för stråsäd och 0 och 260 kg per hektar för potatis och variationen beror på markens innehåll av växttillgängligt kalium.

## Svavel (S)

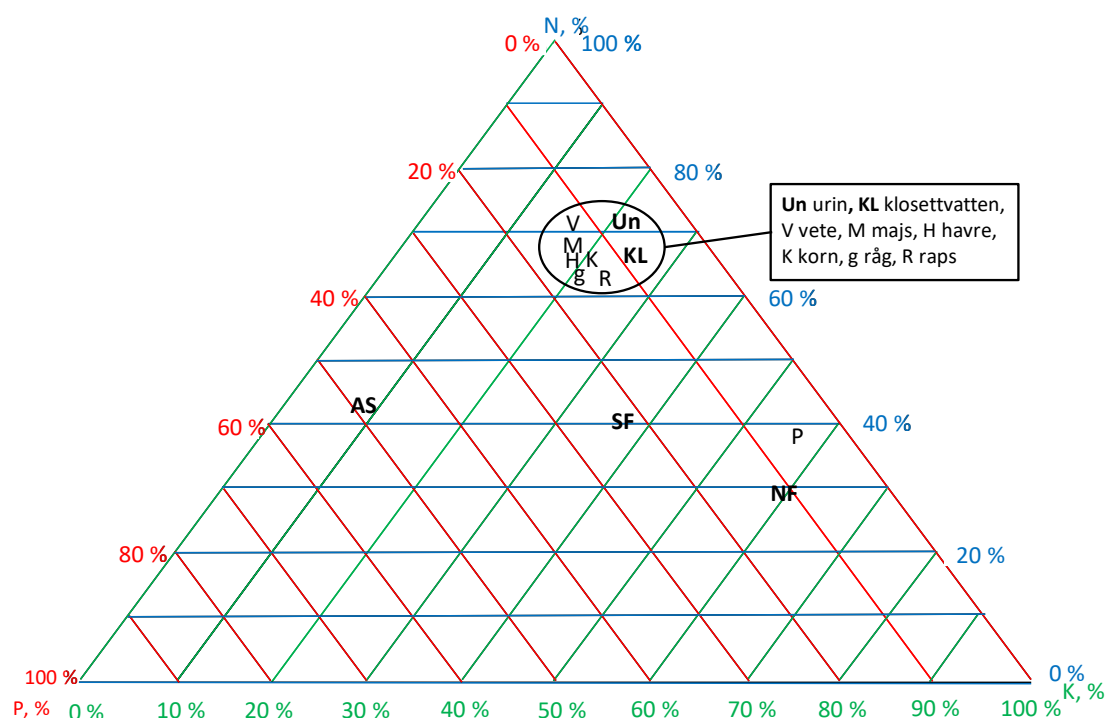
Markens innehåll av svavel består huvudsakligen av organiskt material och är därmed inte direkt växttillgängligt. Förrådet av växttillgängligt sulfat är litet och lättörsligt. Det laskas lätt ut (Eriksson m.fl., 1970), varför årlig gödsling numera rekommenderas, precis som för kväve (Jordbruksverket, 2018). Från 1950-talet till 1980-talet behövdes dock ingen gödsling med svavel, då grödans behov täcktes av den sura nederbörden. Kväve och svavel är båda nödvändiga för växternas syntes av aminosyror och de bör finnas i balans med varandra. Jordbruksverket (2018) rekommenderar att kvoten N:S ska vara 10:1-1,5 för stråsäd och 10:2-2,5 för oljeväxter. Organiska gödselmedel har oftast en N:S-kvot som stämmer väl med grödans behov och dess organiskt bundna svavel blir, liksom dess organiskt bundna kväve, tillgänglig i takt med att det organiska materialet bryts ned, mineraliseras (Jordbruksverket, 2018).

## Mikronäringsämnen

Växterna behöver, förutom makronäringsämnena, också ett flertal mikronäringsämnen såsom järn, bor, klor, koppar, mangan, molybden, zink (Nationalencyklopedin, [www](http://www.nencyklopedin.se)). I vissa fall kan också brom, jod, kisel, kobolt, natrium, nickel, selen eller vanadin behövas, eller åtminstone gynna, grödan. Bortförseln av mikronäringsämnena är låg, för de flesta under 100 g per hektar vid en skörd av 6 ton stråsäd per hektar (Bergström Nils-son & Bramstorp, 2014). Marken innehåller oftast tillräckligt av mikronäringsämnena, men brist kan uppstå om pH är för lågt eller för högt, eftersom tillgängligheten då kan vara låg. Dessutom finns risk för brist på lätta jordar och på mullrika jordar, på grund av det finns mindre av mikronäringsämnena i dessa jordar.

## Organiska och sammansatta gödselmedel

En fördel med organiska gödselmedel som stallgödsel och biogödsel (rötat matavfall och stallgödsel) är att de innehåller de flesta näringsämnen, inklusive mikronäringsämnen, i rimliga relationer till varandra och till många gröders bortförsel av dessa ämnen. Detta beror på att innehållet i de organiska gödselmedlen till största delen bestäms av sammansättningen på de grödor varifrån de organiska gödselmedlen härstammar. Dock är innehållet av kväve i stallgödsel för lågt, i förhållande till övriga näringsämnen (figur 2). Detta beror på att mycket kväve förloras i form av ammoniak från stallgödseln, i stallet och från lagringen av gödseln. (Av Sveriges utsläpp av ammoniak, 53 000 ton 2017, beräknades 88 % komma från jordbruket och nästan allt av detta från naturgödsel; Naturvårdsverket, [www1](http://www1.naturvardsverket.se).) Eftersom källsorterad humanurin och källsorterat klosett-vatten (KL-vatten; urin, fekalier, toapapper och spolvatten) kan samlas upp och hanteras med försumbara kväveförluster (Tidåker m.fl., 2007; Spångberg m.fl., 2014) stämmer dessa gödselmedel väl med många gröders bortförsel av näring (figur 2).



Figur 2. Balansen mellan växttillgängligt kväve (N), fosfor (P) och kalium (K) i källsorterad humanurin Un, klosett-vatten KL, avloppsslam AS, svinflytgödsel SF, nötflytgödsel NF och i bortförseln med skördad gröda för vete V, majs M, havre H, korn K, råg g, raps R och potatis P. Procentlinjerna med en färg avser näringsämnet med samma färg.

Från avloppsslam har inte bara stora delar av avloppets kväve förlorats, utan också större delen av kaliumet, eftersom såväl mineraliskt kväve som kalium är i jonform och därmed mycket vattenlösliga. De stannar därför i stor utsträckning kvar i vattenfasen vid sedimentation och avvattning. Detta innebär att avloppsslam, och speciellt avvattnat rötat avloppsslam, innehåller mycket fosfor både i förhållande till dess innehåll av kväve och kalium och i förhållande till många gröders bortförsel av dessa ämnen (figur 2). Avloppsslam innehåller, liksom andra organiska gödselmedel, mikronäringsämnen, men halterna av vissa, t.ex. zink, kan vara så höga att de riskerar att bli skadliga för grödan eller markens mikroliv. Därför är tillförseln per hektar med slam av vissa av dessa, liksom av tungmetaller som inta alls behövs av grödan, begränsade i SNFS 1994:2 (Naturvårdsverket, 2001) och de tillåtna halterna i slam är begränsade i SFS 1998:994 (Miljö- och energidepartementet, 2019).

Om gödselmedlets sammansättning stämmer väl med grödans bortförsel minskar behovet på växtnäringsbalanser och man kan öka antalet år mellan markkarteringarna. Markens bördighet bibehålls lättare, speciellt om gödselmedlet också tillför organiskt material. Till mark i låg fosfor- eller kaliumklass bör man dock för bibehållen eller ökad bördighet ibland, som framgått av rekommendationerna tidigare, tillföra mera av dessa näringsämnen än vad som förs bort med grödan.

Mineralgödselmedel kan köpas med flera olika relationer mellan N, P, K och S, vilket innebär att man kan gödsla med ungefär de relationer mellan dessa näringsämnen som rekommenderas av Jordbruksverket (2018), även för grödor som bör gödslas med extra mycket fosfor eller kalium. Jordbrukarna verkar föredra sammansatta gödselmedel som hyggligt motsvarar gödslingsbehovet, trots att man med enkla (gödselmedel med bara ett näringsämne) exakt kan få den tillförsel man vill av de olika näringsämnena. Av den mineralgödsel som sprids står sammansatta NPK-produkter för ungefär 32 % av allt kväve, 70 % av all fosfor och 77 % av allt kalium (Jordbruksverket, 2016). Att andelen mineralkväve som sprids med sammansatta gödselmedel är lägre än andelen för fosfor och kalium beror på att man för grödor som gödslas flera gånger under växtsäsongen, som vall och höstvet, ofta sprider hela årsgivan av fosfor och kalium tillsammans med en del av kvävet vid ett tillfälle. Vid de övriga gödslingstillfällen sprider man ofta bara kväve.

Det organiska materialet i organiska gödselmedel ger flera fördelar. Det bidrar till att öka markens innehåll av organiskt material, vilket är viktigt ur klimatsynpunkt. Mer organiskt material i marken förbättrar jordens vatten- och näringshållande förmåga, liksom dess bruksbarhet (hur lätt det är att plöja och harva) och dess bördighet. Betydelsen av mullhalten kan öka i framtiden, om det blir fler och längre perioder med torka. Ett tillskott av organiskt material är viktigast för växtodlingsgårdar då dessa ofta har jordar med sjunkande mullinnehåll.

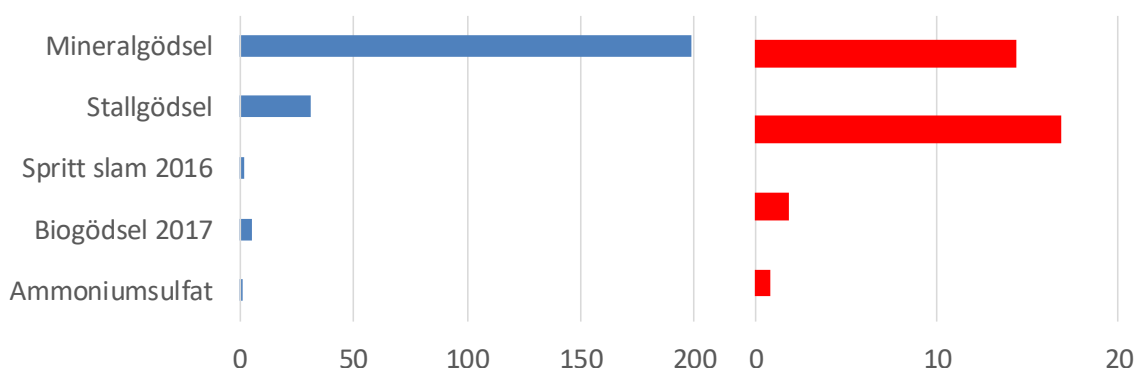
Det är bara några få av mineralgödselmedlen som innehåller mikronäring, och då ofta bara ett eller två av mikronäringsämnena (Yara, 2019), vilket kan öka risken för att brist på något mikronäringsämne uppstår. Sammantaget torde därför gödsling med något organiskt gödselmedel i kombination med mineralgödselmedel till grödor med speciellt stora gödslingsbehov av fosfor eller kalium, samt mineralkväve för spridning i växande gröda för att t.ex. öka skördens proteinhalt, vara ett av de enklaste sätten att nå hög skörd och god bördighet.

## Gödselspridare

Gödselmedlen måste kunna spridas för att fungera i lantbruket. Många lantbrukare har spridare för mineralgödsel. Dessa maskiner är konstruerade för att sprida torra granulerade, helst sfäriska, gödselmedel. Gödselkornen behöver ha god mekanisk hållfasthet. Djurgårdar har spridare för stallgödsel, flytgödselspridare och/eller fastgödselspridare. De senare kan även användas för spridning av avvattnat slam. Såväl flytgödsel- som fastgödselspridarna är oftast konstruerade för att kunna sprida ned till ca 10 ton per ha som minsta giva. Flytgödselspridare passar därför dåligt för flytande gödselmedel med högre halt växttillgängligt kväve än 8-10 kg per ton, eftersom kvävegivan då riskerar bli för hög även vid maskinens lägsta gödselgiva. Anpassningar för att kunna sprida lägre givor med flytgödselspridare har dock tagits fram av vissa spridartillverkare och sådana maskiner finns även tillgängliga internationellt (Lundin, 2007).

# NPKS – användning och sårbarhet vid importstopp

Kväve är det växtnäringsämne som används i särklass mest i Sverige (tabell 3). Totalt sprids mekaniskt i form av mineralgödsel, stallgödsel (naturgödsel exklusive den gödsel som betande djur lämnar på betet), slam, biogödsel och ammoniumsulfat från Oxelösund ca 238 000 ton växttillgängligt kväve, 34 000 ton fosfor, 120 000 ton kalium och 43 000 ton svavel. Av tabell 3 framgår också att den använda mineralgödseln innehåller ungefär lika många ton svavel som kalium, trots att grödornas behov av svavel är av samma storleksordning som deras behov av fosfor (Jordbruksverket, 2018). Detta kan bero på att svavel är billigt och att svavel lätt lakas ut från marken, medan fosfor bindes hårt. Markens utlakningsförlust av fosfor är därför mycket mindre än den av svavel. Av mekaniskt spridd växttillgänglig näring står mineralgödseln för 83 % av det växttillgängliga kvävet, 42 % av fosfor och 23 % av kaliumet (figur 3).



Figur 3. Spritt växttillgängligt kväve i 1000-tal ton (blå, till vänster) och spridd fosfor i 1000-tal ton (röd, till höger) i form av mineralgödsel, stallgödsel, spritt slam, biogödsel och ammoniumsulfat från Oxelösund. För exakta siffror, källor och beräkningar se tabell 3.

## Kväve (N)

Utan spridning av växttillgängligt kväve på våren minskar skörden av våra vanligaste grödor redan första året med 30-60 % (SCB/Jordbruksverket, 2013). Eftersom mineralgödseln står för 83 % av det spridda växttillgängliga kvävet och vi inte har någon tillverkning av mineralkväve i Sverige, är kväveförsörjningen för vårt lantbruk mycket sårbar (figur 3).

## Fosfor (P)

Sårbarheten vid stopp av importen av mineralgödsel fosfor är väsentligt mindre än vid stopp av importen av mineralgödsel kväve. Detta beror dels på att mineral fosfor endast står för 42 % av den fosfor som årligen sprids i jordbruket, och dels på att grödans behov av fosfor, 15-30 kg per hektar och år, huvudsakligen kommer via en relativt konstant och långsam frigörelse från markens förråd av såväl lättillgänglig (P-AL) som mera svårtillgänglig fosfor.

## Kalium (K)

Allt mineralgödselkalium importeras, men kaliumet i form av mineralgödsel står bara för 23 % av det kalium som årligen sprids i Sverige (tabell 3). Klart mest kalium sprids med

stallgödseln. Odlingens kretslopp av kalium är dessutom betydligt större än vad som framgår av mängden spritt kalium i tabell 3. Mycket stora flöden av kalium sker nämligen internt på fältet. Mycket av det kalium som tas upp av grödan stannar kvar på fältet i rötter och skörderester. Kaliumet frigörs och blir växttillgängligt när rötterna och skörderesterna mineraliseras. Pettersson (1992) skattade detta fältinterna flöde till ca 100 000 ton/år. Behovet av gödsling med kalium varierar mycket med lerhalten i jorden och med vilken gröda som odlas. Grödorna med störst rekommenderad kaliumgiva är potatis, slättervall och sockerbetor, 150-120 kg K/ha, år, på kaliumfattig jord, medan gödslingsrekommendationen är noll även för dessa grödor på kaliumrika jordar. Våra stora bördiga jordbruksområden, Skåne, Västgötaslätten, Östgötaslätten och Uppsala-slätten har huvudsakligen lerjord, vilket innebär att de oftast genom vittring klarar kaliumförsörjningen till stråsäd, oljeväxter och ärtor. Vallar odlas huvudsakligen på gårdar med nötkreatur, och nötgödseln är rik på kalium (tabell 3). Sammantaget innebär ovanstående att effekterna av ett importstopp av kaliumgödsel skulle bli små eller försumbara för stora delar av det svenska jordbruket. Effekterna av utebliven import av kaliumgödsel kan dock snabbt bli betydande för svensk odling av potatis och grönsaker, då dessa grödor har stort behov av kalium och då de dessutom ofta odlas på lättare och på organogena jordar, som båda oftast har litet kaliumförråd. Många odlare av dessa grödor är dessutom specialiserade och har inte tillgång till kaliumrik stallgödsel.

Tabell 3. Växtnäring i mekaniskt spridda gödselmedel i svenskt jordbruk (inklusive mineralgödsel använd i trädgårdsbruk) i ton/år. Som växttillgängligt kväve (Vxtn-N) räknas allt mineralgödselkväve (ammonium, nitrat och ammoniumnitrat), för stallgödsel det som SCB (2017) rapporterar som växttillgängligt, för slam det kväve som enligt ekvation från Delin m.fl. (2012) kan ersätta mineralgödsel och för biogödsel den av SPCR (2018) rapporterade mängden ammoniumkväve. Förutom gödselmedlen i tabellen sprids även mindre mängder andra gödselmedel i ekologisk odling

| Använda gödselmedel                          | Kväve   | Vxtn-N  | Fosfor | Kalium   | Svavel  | Org material |
|--|---------|---------|--------|----------|---------|--------------|
| Mineralgödsel 2016/17 <sup>a</sup>           | 198 500 | 198 500 | 14 400 | 27 500   | 28 500  | 0            |
| Stallgödsel 2015/16 <sup>b</sup>             | 76 540  | 31 310  | 16 880 | 89 380   | 12 440  | Ds           |
| Spritt slam 2016 (34 % av allt) <sup>c</sup> | 3 150   | 1 700   | 1 870  | 310      | 630     | 41 670       |
| Biogödsel all samrötning 2017 <sup>d</sup>   | 8 470   | 5 290   | 860    | 2 940    | Ds      | 49 070       |
| Ammoniumsulfat från Oxelösund <sup>e</sup>   | 1 260   | 1 260   | 0      | 0        | 1 440   | 0            |
| Summa maskinellt spritt                      | 287 920 | 238 060 | 34 010 | ~120 000 | ~43 000 |              |

Ds Data saknas.

a. SCB. (2018a).

b. SCB. (2017). Svavel beräknat från fördelning mellan nöt- och svinggödsel och deras S:P-kvoter enligt Steineck, m.fl. (1999).

c. SCB. (2018b). Mängderna K och S har beräknats med halter från Eriksson (2001).

d. Biogödsel är resten efter rötning av olika rena fraktioner från livsmedels- och foderkedjorna, vilket innebär att inga avloppsfraktioner får ingå. Mängder från SPCR. (2018) uppräknat till samtliga samrötningsanläggningar med faktorn 1,176 och 68 % organiskt material av TS enligt medelvärde från UVOA (2018) och Sävsjö biogas (2018).

e. Lundbergh (pers. medd.)

## Svavel (S)

Det växttillgängliga svavlet i marken är i form av sulfatjoner vilka lätt lakas ut. Jordbruksverket (2018) rekommenderar därför årlig tillförsel när svavlet tillförs i form av mineralgödsel, då förrådsgödsling inte fungerar bra. Mineralgödseln dominerar tillförseln av svavel, men stallgödselns tillförsel är också viktig (tabell 3). Denna har fördelen att

dess svavel är organiskt bundet. Det frigörs successivt och ger en långsiktig gödslingseffekt och riskerar inte att lakas ut lika lätt som det mineraliskt tillförda svavlet. Dock gödslas endast 30-40 % av arealen med stallgödsel ett visst givet år (SCB, 2017) och även för den gödslade arealen täcker stallgödseln bara svavelbehovet i ungefär samma utsträckning som den täcker kvävebehovet. Detta innebär att svenskt jordbruk är mycket beroende av årlig tillförsel av svavel via mineralgödsel, vilket syns tydligt av den stora mängd som årligen sprids (tabell 3). All mineralgödsel importeras, vilket innebär att vid en handelsbojkott skulle jordbrukets svaveltillförsel drabbas.

## NPKS – möjlig återvinning från avlopp och avfall

### Kväve (N)

I det svenska samhället finns flera avlopps- och avfallsflöden vars innehåll av växtnäring inte till fullo utnyttjas. Avloppsvattnet till de kommunala reningsverken innehåller av växttillgängligt kväve är ca 28 000 ton (tabell 4), samma storleksordning som innehållet av växttillgängligt kväve i stallgödseln (tabell 3). Av avloppsvattnets växttillgängliga kväve är det dock endast ca 6 %, 1 700 ton, som i form av avvattnat slam återvinns och nyttiggörs som gödsel. Att siffran är så låg beror på att det endast är en liten del av kvävet, 20-30 %, som byggs in i råslammet och härigenom kommer vidare till slambehandling. Runt hälften av detta kväve förloras dock från slammet till rejektvattnet vid avvattningen. Det som förloras är växttillgängligt kväve då större delen av det rötade slammets ammoniumkväve följer med rejektvattnet. Därför är det endast runt hälften av det avvattnade slammets kväve som potentiellt kan ersätta mineralkväve, vid beräkning enligt Delin m.fl. (2012) (tabell 4). Sårbarheten hos tillförseln av växttillgängligt kväve kan dock minskas en aning genom att öka andelen spritt avloppsslam till 100 % från dagens 34 %. Genom detta skulle maximalt ca 3 300 ton ytterligare kunna tillföras svenskt växtodling utöver de 1 700 ton växttillgängligt kväve som tillförs med spritt slam redan idag. Oavsett vilket skulle skördarna av stråsäd, oljeväxter och potatis minska drastiskt redan första året om vår import av mineralkväve stoppades.



Tabell 4. Växtnäring (kväve, växttillgängligt kväve, fosfor, kalium och svavel) i vissa avlopps- och avfallsfraktioner i ton/år

| Växtnäring i vissa materialflöden                               | Kväve  | Vxtt-N | Fosfor | Kalium | Svavel  |
|---|--------|--------|--------|--------|---------|
| Avlopp till kommunala reningsverk <sup>1</sup>                  | 41 050 | 28 250 | 5 550  |        |         |
| Allt avvattnat slam 2016 <sup>1</sup>                           | 9 260  | 4 990  | 5 490  | 900    | 1840    |
| Rejektvatten, beräknat <sup>2</sup>                             |        | 7 930  |        |        |         |
| Klosettwater <sup>3</sup>                                       | 46 100 | 40 300 | 5 100  | 12 600 | 3 200   |
| Urin <sup>3</sup>   | 40 600 | 38 600 | 3 300  | 8 900  | 2 600   |
| Aska från biobränsle <sup>4</sup>                               |        |        | 7 500  | 45 000 |         |
| Gruvavfall <sup>5</sup>   |        |        | 72 000 |        |         |
| Gipsavfall totalt <sup>6</sup>                                  |        |        |        |        | >20 000 |
| Akkumulerad fosfor på gårdar > 0,6 djur-enheter/ha <sup>7</sup> |        |        | 2 950  |        |         |

1. SCB (2018b). Beräkning av växttillgängligt kväve med ekvation från Delin et al. (2012) och omräkning av BOD via COD till TOC med omräkningsfaktorer från Balmer (2015)

2. Beräknat baserat på kvoten mellan N-tot i avvattnat slam och N-tot i rektvatten enligt Olsson (2018; tabell 12).

3. Beräkning baserad på Sveriges befolkning 20171231: 10 120 242 personer (SCB, www1) och Jönsson m.fl. (2005).

4. Mängd fosfor från Linderholm & Mattsson (2013), mängd kalium beräknas utifrån en K:P-kvot på 6 (Thelin, 2012).

5. Mängd beräknad från LKAB (2019), som anger återvinningen till 500% av fosforanvändningen i Sverige. I NV (2013) anges den totala fosformängden i deponerat gruvavfall till ca 1 miljon ton.

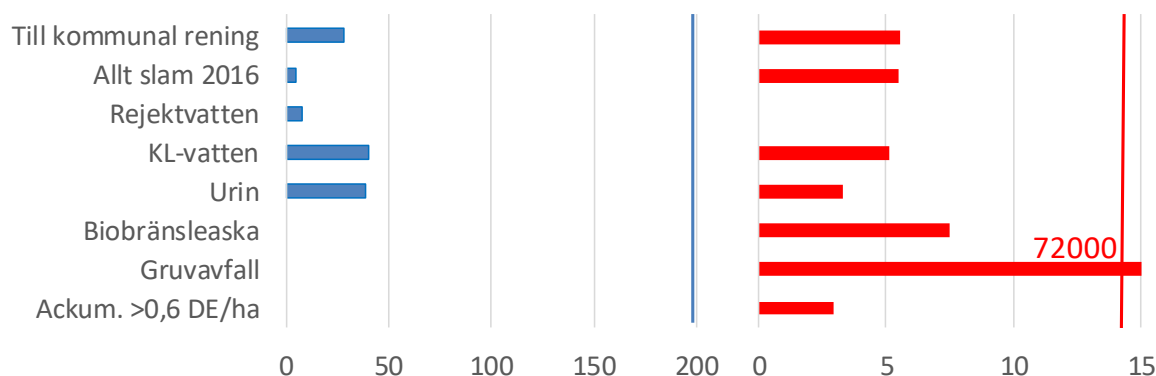
6. Hartlén m.fl. (1999).

7. Beräknat från överskott per ha (SCB, 2018c) och arealuppgifter från Andrist Rangel (pers. medd.).

Rejektvatten, från avvattningen av det rötade våtslammet, innehåller mycket växttillgängligt kväve i form av ammoniumkväve. Innehållet av organiskt kol är lågt (tabell 12 i Olsson, 2018) och därför kan det betraktas som ett utspädd ammoniumgödselmedel. Kvävet i rektvatten återvanns via ammoniakstripping i Ellinge reningsverk i Skåne i form av gödselmedlet ammoniumsulfat åren 1992-2006 (Stenström m.fl. 2017). I det största reningsverket i Oslo, VEAS, har rektvattenkvävet via ammoniakstripping återvunnits i form av ammoniumnitrat sedan slutet på 1990-talet (Dahlberg, 2010). Idag studeras återvinning till fast ammoniumsulfat i ett projekt som drivs av företaget EkoBalsans Fenix AB med finansiering av Energimyndigheten. Återvinning av rektvattenkväve med en nyligen patentsökt metod (patentansökan nr SE 1751571-9) kommer dessutom att studeras av Ragnsells i ett projekt finansierat av EU (Ragnsells, 2019). I övrigt återvinns inget rektvattenkväve i något reningsverk i Sverige, troligen beroende på att Sverige inte haft eller har något mål om återvinning av kväve från avlopp. Avsaknaden av mål har också medfört att ytterst lite forskning bedrivits om återvinning av kväve från avlopp samtidigt som många stora projekt genomförts för att förbättra reningen av kväve från såväl blandat avloppsvatten som rektvatten. Den låga forskningsaktiviteten om kväveåtervinning innebär att utnyttjandet av nya intressanta processer, som elektrodialys, fördröjs. Kvävet i avloppsreningsverkens rektvatten renas idag bort genom att rektvatten återcirkuleras till den biologiska behandlingen, i vissa verk efter reduktion av kväveinnehållet i en separat rektvattenbehandling med nitrifikation-denitrifikation i SBR-reaktor eller anammoxprocess. Däremot återvinns 6000 ton ammoniumsulfat per år ur koksugns gasen vid SSAB i Oxelösund med en process som liknar återvinning ur rektvatten (Jernkontoret, 2018; Lundbergh, pers. medd.). Ammoniumsulfatet säljs till kemisk industri och till lantbruk via företaget Biototal (Biototal, www).

Urinen bidrar med huvuddelen av klosettvattnets innehåll av kväve, fosfor, kalium och svavel (figur 4). Klosettvattnet bidrar i sin tur med huvuddelen av växtnäringen till avloppet (tabell 4). Det kan förefalla konstigt att det finns mer kväve i klosettvattnet än i avloppet in till de kommunala reningsverken i tabell 4. Detta beror på att urinens och

klosettvattnets innehåll av växtnäring är beräknade för hela Sveriges befolkning, men det är endast runt 90 % av fastigheterna som är kopplade till kommunala avloppsnät, samt att det sker en viss förlust av kväve i avloppsnätet. Att skillnaden är större för det växttillgängliga kvävet än för totalkvävet beror på att det tillförs mycket organiskt material från andra avloppsfraktioner (BDT-vatten, etc.) vilket innebär att bakterier som bryter ned det organiska materialet kommer att konkurrera med växterna om det tillgängliga kvävet, varför andelen av totalkvävet som blir växttillgängligt minskar (Delin m.fl., 2012).

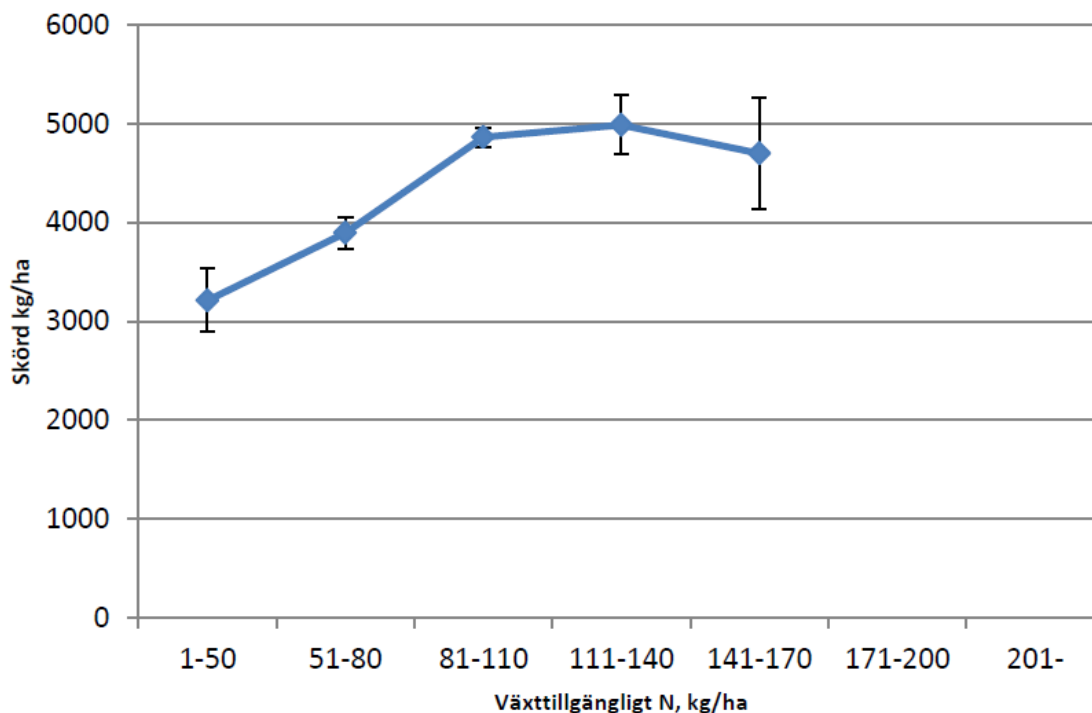


Figur 4. Växttillgängligt kväve (blå, till vänster) och fosfor (röd, till höger) i vissa avlopps- och avfallsfraktioner i 1000-tal ton/år. Den blå respektive röda vertikala linjen i diagrammen markerar mängden som spreds i form av mineralgödsel 2016/17. För exakta siffror, källor och beräkningar se tabell 4.

Flödena av växttillgängligt kväve i urin och klosettwater är större än de i stallgödsel (tabell 3 och 4). Kväveflödena i urin och klosettwater motsvarar 19 % respektive 20 % av den mineralgödsel som användes i Sverige 2016/17. Näringsämnena i urin föreligger i samma form som i mineralgödselmedel, kvävet i lagrad urin huvudsakligen som ammonium, fosfor som fosfat, kaliumet som kaliumjon och svavlet som sulfatjon. Kvävet gödselverkan har visats vara lika bra som för ammoniumgödselmedel, som är något mindre effektiva än ammoniumnitratgödselmedel, och urinens fosfor har bättre eller lika bra tillgänglighet som lösliga fosforgödselmedel (Kirchmann & Pettersson, 1995; Jönsson m.fl., 2000). Då urinen bidrar med klart mest kväve och fosfor till klosettwater kan näringen i klosettwater förväntas vara nästan lika tillgänglig som den i urinen. Sammansättningen på såväl urin som klosettwater stämmer väl med bortförslin med skörden för vanliga grödor (figur 2). Hygieniserat klosettwater och/eller källsorterad urin utnyttjas idag som gödsel i ca 10 kommuner, bl.a. Södertälje, Västervik och Uddevalla (af Petersen, 2019).

Det kväve som kan återvinnas från avloppssystemet kan vid ett stopp för importen eller av annan anledning starkt minskad användning av mineralgödsel få stor betydelse för de svenska skördarna, trots att mängden kväve maximalt motsvarar ca 20 % av den mängd mineralkväve som används idag. Detta beror på att meravkastningen per kg kväve är större för låga kvävegivor än för stora (figur 5). Återvinning av kväve från avlopp kan relativt enkelt ökas något genom att utnyttja allt avloppsslam som uppfyller kraven för att spridas på åker som gödselmedel, vilket maximalt kan ge ca 3 300 ton växttillgängligt kväve utöver vad som spreds 2018. För att öka återvinningen av kväve ytterligare behöver systemet byggas om för återvinning av rejecktwaterkväve, som maximalt kan ge ca 8 000 ton växttillgängligt kväve per år, och källsortering, som maximalt kan ge ca 40 000 ton växttillgängligt kväve per år (tabell 4, figur 4).





Figur 5. Hektarskörd av vårkorn i genomsnitt för riket vid olika klasser av givor av växttillgängligt kväve. 95-procentigt konfidensintervall visas. Figur från SCB/Jordbruksverket (2013) kopierad med tillstånd.

## Fosfor och organiskt material

Av fosfor i inkommande kommunalt avloppsvatten 2016 nyttiggjordes 34 %, 1870 ton, som gödselmedel på åker, medan ytterligare 12 % utnyttjades som gödsel i anläggningsjordar med normal P-halt (SCB, 2018b). År 2017 blev ca 46 % av det producerade slammet godkänt av Revaq för jordbruksanvändning (Revaq, 2018; SCB, 2018b). Slamfosfor är inte direkt växttillgänglig, men förefaller, i varje fall på vissa jordar, fungera ungefär lika bra för långsiktig fosforförsörjning som mineralgödsel (Börjesson & Kätterer, 2019; Bertilsson m.fl., 2005). Jordbruksverket (2018) sammanfattar erfarenheterna från slamgödsling så här ”Vid slamgödsling är det vanligt att ge en maximalt tillåten giva på 22 kg fosfor per hektar och år för upp till sju år framåt. Det innebär att mängden fosfor som tillförs vid ett och samma tillfälle kan vara över 150 kg per hektar, vilket är mycket mer än fosforbehovet i de flesta odlingssituationer. Slammet kan då förväntas täcka hela fosforbehovet för grödorna under dessa år. På kort sikt är dock fosfors tillgänglighet i avloppsslam lägre än i både stallgödsel och mineralgödsel (Delin m.fl. 2014; Linderholm, 1997). Det beror på att fosfor binds hårt av de fällningskemikalier som används i reningsverken. På jordar där fosfor från slammet frigörs långsamt, till exempel på grund av lågt pH-värde i jorden, kan du behöva komplettera med mineralgödsel fosfor under det första året efter att du har gödslat med slam.” Detta stämmer väl med beskrivningen att slammet fyller på markens fosforförråd, men inte omedelbart bidrar till den snabbt upptagbara lösliga fosfor. Detta betyder även att slamfosfor svårt kan ersätta mineralgödsel fosfor till grödor som gynnas extra mycket av lättillgänglig fosfor som potatis, fodermajs och sockerbeter.

Vid gödsling med avloppsslam tillförs, förutom kväve och fosfor, också organiskt material som bidrar till en höjning av bördigheten. Enligt Svanström m.fl. (2016) ger slammets organiska material på mullfattiga jordar ungefär lika stor skördeökning som slammets kväve. Slammets innehåll av kväve bidrar i sin tur, i varje fall på kort sikt, till betydligt större skördeökning än dess innehåll av fosfor (Svanström m.fl., 2016).

Gruvavfallet utgör ett mycket stort outnyttjat flöde av fosfor i Sverige. I tabell 4 och figur 4 ges detta flöde som 72 000 ton P/år. Denna siffra bygger på att LKAB och Ragnsells på kommersiella grunder slutit avtal om utvinning av fosfor och jordartsmetaller ur gruvavfallet (LKAB, 2018; LKAB, 2019). De planerar att testa och optimera utvinningen i pilotskala under 2019 och 2020 med målet att 2021 ta beslut om byggande av en fullskaleanläggning som ska kunna utvinna fem gånger så mycket fosfor som används i Sverige.

Även askan från biobränslen utgör en fosforresurs som är större än avloppsslammet (tabell 4). Fosfor i biobränsleaskan bör kunna återvinnas med samma processer som fosfor i slamaska, även om fosforhalten är lägre. Ragnsells och Biofos, Danmarks största avloppsföretag, inledde under 2018 ett samarbete med syfte att utvinna fosfor ur den slamaska som Biofos producerar (Ragnsells, 2018).

Ett annat underutnyttjat växtnäringsflöde i tabell 4 är den fosfor som ackumuleras på gårdar med hög djurtäthet (SCB, 2018c). På gårdar med en djurtäthet på 0,6-1,0 djurenheter per hektar jordbruksmark (åker plus betesmark) och år beräknas överskottet till 1,5 kg P per hektar och på gårdar med mer än 1,0 djurenheter per hektar beräknas det till 3,5 kg per hektar och år (Figur sid 13 i SCB, 2018c). Arealen enligt Lantbruksregistret 2016 på företagen med 0,6-1,0 djurenheter per ha var 668 000 ha och på företagen med mer än 1,0 djurenheter per ha 562 300 ha (Andrist-Rangel, pers. medd.). Den totala ackumuleringen på dessa gårdar år 2016 kan således beräknas till ca 2 950 ton per år (tabell 4). I verkligheten kan ackumuleringen ha varit såväl större som mindre. Större, då arealerna avser åker plus permanent betesmark och de permanenta betena inte är lämpliga att gödsla om deras artrika flora ska bibehållas. Mindre, då arealer med spridningskontrakt inte är inkluderade. Den beräknade ackumuleringen på 2 950 ton fosfor per år ger dock en indikation på storleken. Denna ackumulering var väsentligt större tidigare, år 2001 mer än dubbelt så stor, 6 kg P per hektar och år för företagen med 0,6-1,0 djurenheter per ha och 8 kg P per hektar och år för företag med mer än 1 djurenhet per ha (SCB, 2018c). Detta innebär att jorden på dessa företag under lång tid har ackumulerat mycket fosfor, vilket ökar risken för förluster och övergödande utsläpp. Den långsiktiga ackumuleringen innebär också slöseri med en värdefull resurs med såväl fosfor som organiskt material. Dessa resurser skulle bättre nyttiggöras om de kom växtodlingsgårdar tillgodo.

Mineralgödsel utgör endast ca 40 % av den fosfor som årligen sprids i lantbruket och markens förråd av fosfor kan utan ny tillförsel försörja flera års grödor. Det finns stora inhemska tillgångar av fosfor i form av ackumulering på djurgårdar och Revaq-godkänt avloppsslam som skulle kunna utnyttjas bättre. Dessutom planeras utvinning av flera gånger mera mineralfosfor än vad som används i Sverige från gruvavfall från år 2023. Sammantaget bedöms därför sårbarheten för svensk livsmedelsproduktion vid ett stopp av importen av fosforgödselmedel vara mycket låg.

## Kalium (K)

Kaliumflödena i olika avfallsfraktioner skattas sällan. Träaska innehåller mycket kalium. Thelin (2012) redovisar kalium och fosforinnehållet i tre olika biobränsleaskor. I dessa varierade kalium-fosforkvoten mellan 5 och 8. Mängden kalium i biobränsleaska (tabell 4) är beräknad från mängden fosfor i askan enligt Linderholm & Mattsson (2013) och en kalium-fosfor-kvot på 6. Biobränsleaskan innehåller enligt denna beräkning mera kalium än vad som används i form av mineralgödsel. Kalium i aska har hög tillgänglighet och aska anses vara ett bra kaliumgödselmedel. Halterna av oönskade metaller i aska varierar mycket och en förutsättning för att kunna använda aska som gödselmedel är att halterna är låga.

Aska har stor kalkverkan och passar därför bra på jordar med lågt pH. De sand- och mulljordar som har störst behov av kalium har ofta ett visst kalkbehov. På sådana jordar kan biobränsleaska även ur kadmiumsynpunkt vara fördelaktig, under förutsättning att askan, i förhållande till sin kalkningseffekt och sitt innehåll av såväl kalium som fosfor tillför mindre mängd kadmium än den kombination av jordbrukskalk och PK-gödselmedel som ger samma gödslings- och kalkverkan som askan (Kemi, 2011). Källsorterad urin och källsorterat KL-vatten är också bra kaliumgödselmedel. Då de inte har någon kalkverkan passar de bra på jordar som inte har något kalkbehov och kompletterar på så sätt biobränsleaskan väl.

## Svavel (S)

I Sverige tillverkar Boliden och Kemira stora mängder svavelsyra och Gyproc tillverkar gips. Gips är ett bra svavelgödselmedel (Hallin, 2015) och ett "rent" gödselmedel kan framställas av gipsskivespill från nybyggnationer (Hartlén m.fl. 1999). Svavelgödsel från gipsskivespill blir dock väsentligt dyrare än svavlet i dagens mineralgödselmedel (Hartlén m.fl. 1999). Ca 20 000 - 25 000 ton gipsavfall, motsvarande 4 000 – 5 000 ton svavel, återvinns årligen, en stor del troligen som jordförbättringsmedel (Bok m.fl., 2018). Detta görs troligen för att det är ett billigt sätt att slippa deponera gipset, inte för att det är ett billigt svavelgödselmedel.

# Klimatpåverkan av återvinning av NPK från avlopp

## Återvinning ger potentiellt minskad klimatpåverkan

Utsläppen av växthusgaser påverkas på tre sätt vid återvinning av växtnäring från avloppsfraktioner för användning som gödselmedel:

- 1) Användningen av mineralgödsel minskar, vilket innebär att utsläppen från produktionen av mineralgödsel minskar. De utsläpp som skulle skett om den ersatta mineralgödseln tillverkats kallas sluppna utsläpp.
- 2) Om avloppsgödseln innehåller organiskt material, innebär återvinningen att organiskt kol lagras in i marken. Gödselmedlets organiska material, dess organiska kol, kommer huvudsakligen från kolets snabba biogena kretslopp. Detta kol förhindras från att direkt bilda koldioxid. Istället lagras det in i marken som mull, vilket minskar växthuseffekten, eftersom kolet lagras in i marken och förblir där under viss tid. Under denna tid ger det "negativa utsläpp" eftersom det inte släpps ut som koldioxid, och bidrar som mull till förbättrad markstruktur och förbättrad lagringsförmåga för vatten och näring.
- 3) Det kväve som återvinns behöver inte renas bort, oavsett om det återvinns i form av källsorterad urin, KL-vatten, rejektivattenkväve eller slam. Fosfor som återvinns via källsorterade produkter behöver inte heller renas bort.

## Sluppna produktionsutsläpp

Återvinning av ett kg växttillgängligt kväve ger större sluppna utsläpp än återvinning av ett kg fosfor eller kalium, eftersom produktion av ett kg mineralkväve ger tre gånger så stora utsläpp som produktion av ett kg fosfor (tabell 5). Produktion av 1 kg kalium ger i sin tur bara hälften så stora utsläpp som de från produktion av 1 kg fosfor (tabell 5).

Om allt slam sprids och 60 % av dess totalfosfor (Willén m.fl., 2017) och 100 % av dess växttillgängliga kväve (beräknat som kväve som ersätter mineralgödselkväve enligt Delin m.fl., 2012) ersätter mineralgödsel, så motsvarar de på grund av minskad mineralgödseltillverkning sluppna växthusgasutsläppen sammanlagt 18 840 ton CO<sub>2</sub>e, varav 80 % beror på ersatt mineralgödselkväve och 20 % på ersatt fosfor (tabell 5). Allt slam sprids inte. År 2016 sprids ca 34 % av slammet (SCB, 2018b), vilket innebär att det spridda slammet bör ha minskat utsläppen från tillverkningen av mineralgödsel med ca 6 400 ton CO<sub>2</sub>e per år.

De potentiellt sluppna utsläppen på grund av återvinningen av fosfor är relativt små jämfört med de potentiellt sluppna utsläppen från återvunnet kväve. Det är därför som de sluppna växthusutsläppen från återvinning av all fosfor från slam är mindre än de nuvarande från spridningen av 34 % av slammet, trots att endast 60 % av slammets fosfor antas ersätta mineralgödsel (tabell 5) medan 100 % av den återvunna fosfor antas ersätta mineralgödsel fosfor.

Trots att slammet innehåller relativt mycket fosfor är de sluppna produktionsutsläppen från dess innehåll av kväve nästan fyra gånger så stora som de sluppna produktionsutsläppen från dess fosfor. För avloppssystem där KL-vatten källsorteras och återvinns i odling betyder kvävet relativt sett mycket mera. De potentiellt sluppna produktionsutsläppen på grund av kväve är ca 23 gånger så stora som de på grund av fosfor (tabell 5). För klosettvattnet är även de sluppna utsläppen på grund av återvunnen kalium något större än de på grund av fosfor. Klosettvattnet innehåller också mycket organiskt material, varför de totalt undvikna utsläppen blir mycket stora. Källsorterat klosettwater, huvudsakligen från enskilda avlopp, hygieniseras och används idag (2018) som gödselmedel i 9 kommuner och i ytterligare 2 kommuner planeras sådan återvinning (af

Petersen, 2019). Detta innebär att all dess kväve, fosfor, kalium och svavel, frånsett mindre lagrings- och spridningsförluster av ammoniakkväve, kan ersätta mineralgödsel och att KL-vattnets organiska material utnyttjas som multrävara för ökad markbördighet och negativa klimatutsläpp.

Rejektvattnet innehåller i kg räknat nästan lika mycket växttillgängligt kväve i form av ammoniumkväve som det finns totalkväve i det avvattnade slammet (tabell 4) och väsentligt mer än det växttillgängliga kvävet i slammet. Därför blir de potentiellt slupna utsläppen av växthusgaser större vid återvinning av allt rejecktattenkväve än de från återvinning av all växtnäring ( $\Sigma$ NPK) i slam (tabell 5).

Tabell 5. Potentiellt slupna utsläpp av växthusgaser i koldioxidekvivalenter om återvunnen växtnäring ersätter mineralgödsel. Tabellen visar slupna utsläpp från minskad tillverkning av mineralgödsel samt det kol som direkt vid spridningen av det organiska materialet hamnar i marken, omräknat till koldioxidekvivalenter. Mängderna totalt återvunnen växtnäring framgår av tabellerna 3 och 4

| Återvunnen fraktion  | Vxtn-N     | P          | K          | $\Sigma$ NPK | Organiskt <sup>1</sup> | Totalt  |
|--|------------|------------|------------|--------------|------------------------|---------|
| <i>Sluppen kg CO<sub>2</sub>e/kg näring<sup>2</sup></i>    | <i>3,0</i> | <i>1,0</i> | <i>0,5</i> |              |                        |         |
| Spritt slam (34 %), ton CO <sub>2</sub> e/år <sup>3</sup>  | 5 170      | 1 150      | 80         | 6400         | 76 390                 | 82 790  |
| Allt avvattnat slam, ton CO <sub>2</sub> e/år <sup>3</sup> | 15 210     | 3 380      | 250        | 18 840       | 224 680                | 243 520 |
| Fosfor, 100 %, ur slam, ton CO <sub>2</sub> e/år           |            | 5 630      |            | 5 630        |                        | 5 630   |
| Kväve, 100 %, ur rejecktatten, ton CO <sub>2</sub> e/år    | 24 170     |            |            | 24 170       |                        | 24 170  |
| KL-vatten, ton CO <sub>2</sub> e/år                        | 122 820    | 5 230      | 5 820      | 133 870      | 364 280                | 498 160 |

1. Hansen m.fl. (2006), Bernstad m.fl. (2012), Spångberg m.fl. (2014) och Willén m.fl. (2017) anger att 7 % av det spridda organiska materialet finns kvar i jorden efter 100 år, vilket med nedbrytning enligt första ordningens exponentiell modell innebär att ca 50 % finns kvar efter 25 år. Beräkning med samma sorts modell utifrån data från Börjesson & Kätterer (2018) ger att endast 2 % finns kvar efter 25 år. Osäkerheten är enorm. En mera komplex simuleringsmodell behövs. I texten antas 10 % av det organiska materialet finnas kvar efter 25 år.

2. Brentrup m.fl. (2016).

3. Växttillgängligt kväve enligt Delin m.fl. (2012). Av slammets totalfosfor har 60 % antagits ersätta mineralgödsel (Willén m.fl., 2017).

## Inlagring av organiskt material ger negativa utsläpp

Det år 2016 spridda slammet innehöll ca 41 700 ton organiskt material, vilket innebar att organiskt kol motsvarande ca 76 400 ton CO<sub>2</sub>e inlagrades in i mark (tabell 5). Vid förbränning hade dessa istället direkt släppts ut och bidragit till växthuseffekten. Det organiska materialet som lagrats in i mulden är emellertid inte inert. Det utgör mat för jordens makro- och mikroorganismer, som maskar och bakterier. Dessa bidrar till markens struktur och bördighet, men också till att det organiska materialet successivt mineraliseras till CO<sub>2</sub>.

Det är intressant att beräkna hur mycket som finns kvar i marken om 25 år, eftersom målet enligt klimatlagen är att de svenska växthusutsläppen skall vara netto noll år 2045, alltså om ca 25 år från nu. Det finns dock stor osäkerhet om hur länge slammets organiska material, med sitt organiska kol, stannar kvar i marken. Baserat på Hansen m.fl. (2006), Bernstad m.fl. (2012) och Spångberg m.fl. (2014) antog Willén m.fl. (2017) att 7 % kommer finnas kvar efter 100 år. Med en första ordningens exponentiell nedbrytning innebär detta att runt 50 % av det från slamspridningen inlagrade organiska materialet skulle finnas kvar i marken efter 25 år. Börjesson & Kätterer (2018) beräknade att i genomsnitt 19 % av det spridda slammets organiska material i slamförsöken i Skåne fanns kvar i matjorden ned till 20 cm efter 30 års försök. I försöken spreds slam vart fjärde år. Applicering av en första ordningens modell på data från Börjesson & Kätterer (2018) ger att 2 % av det organiska materialet finns kvar efter 25 år, alltså mindre än vad Hansen m.fl. (2006), Bernstad m.fl. (2012), Spångberg m.fl. (2014) och Willén



m.fl. (2017) antog fanns kvar efter 100 år. Två slutsatser från detta är: 1) Det förefaller rimligt att tro att det efter 25 år finns kvar mellan 7 %, som ju enligt flera källor ska finnas kvar efter 100 år, och 50 % av det ursprungligen spridda organiska materialet. 2) Nedbrytningen av organiskt material är komplex och behöver skattas med en mer komplex modell än en första ordningens exponentiell modell. Ofta används modeller med minst två olika förråd av markkol, ett med snabbare omsättning och ett med långsammare, som t.ex. modellen ICBM (Andrén & Kätterer, 1997). Simulering med en sådan modell är dock för omfattande för att ingå i denna rapport.

Detta innebär att storleken på de genom inlagring av kol undvikna utsläppen 25 år efter spridning av slam och KL-vatten troligen är mellan 7 och 50 % av värdena i kolumnen "Organiskt" i tabell 5. I denna text antas att de är 10 %. Av tabellen framgår att utsläppsminskningen på grund av organiskt material direkt vid spridningen är betydligt större än de slupna utsläppen på grund av återvinningen av kväve, fosfor och kalium för såväl avloppsslam som KL-vatten. Med antagandet att 10 % av det organiska materialet finns kvar efter 25 år är utsläppsminskningen på grund av organiskt material då fortfarande större för slam än den på grund av slupna utsläpp från produktion av dess innehåll av kväve, fosfor och kalium. För KL-vatten är det tvärt-om, efter 25 år blir de slupna utsläppen från minskad produktion av kväve, fosfor och kalium större än de på grund av de 10 % av det organiska material som antas finnas kvar i marken då (tabell 5).

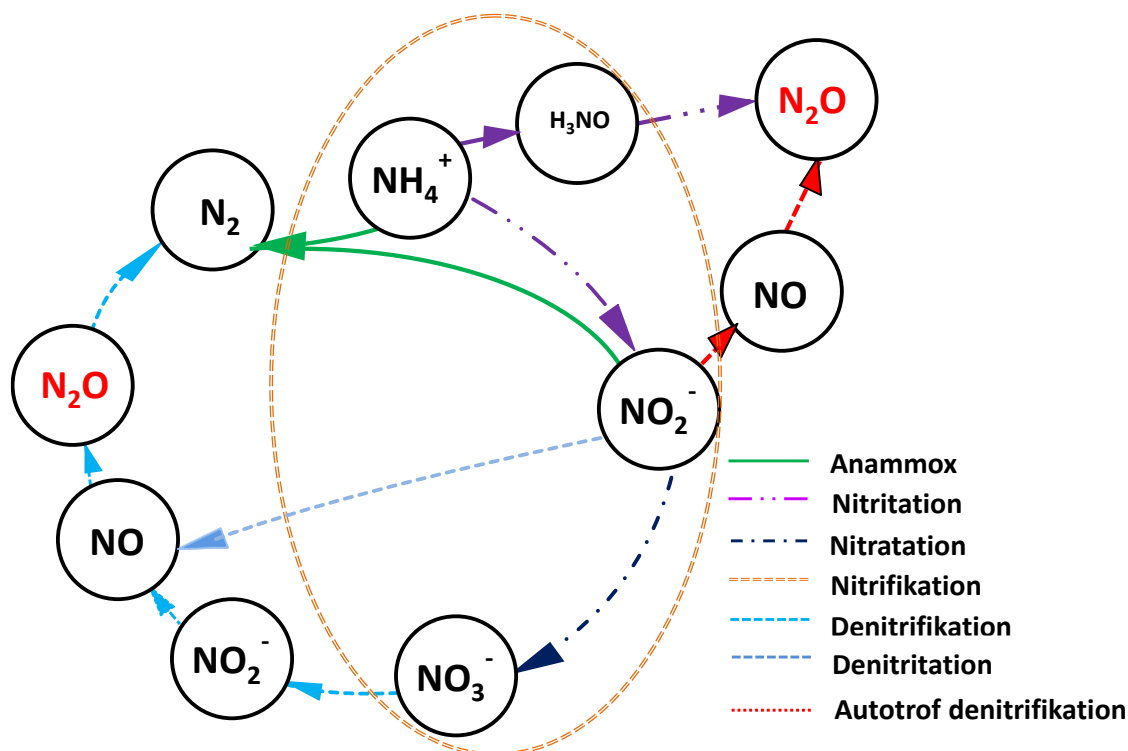
## Slupna utsläpp från avloppsrening

Vid de svenska reningsverken renas det varma och kväverika rejektvattnet genom att dess ammoniumkväve omvandlas till kvävgas, antingen i reningsverkens ordinarie kvävereningsprocess, eller i en separat kvävereningsprocess endast för rejektvattnet. Omvandling av reaktivt kväve, och speciellt ammoniumkväve, till kvävgas innebär alltid att kvävet ska gå igenom olika processteg och i flera av dessa kan lustgas bildas (figur 6). Vid rening av kväve är, per kg kväve, utsläppen av växthusgaser större än vid produktionen av mineralkväve. Vid återvinning av kväve från avlopp kommer alltså den största klimatfördelen från minskat behov av kväverening, inte från minskad produktion av mineralkväve.

Underlaget om hur stora utsläppen av lustgas är från reningsverks rejektvattenrening i Sverige är litet, då få mätningar gjorts. Sådana har hittills huvudsakligen gjorts i olika forsknings- och utvecklingsprojekt. Detta är beklagligt då många olika störningar som ökar utsläppen av lustgas kan påverka såväl nitrifikations- som denitrifikationsprocessen. Eftersom utsläppen inte mäts är det lätt att missa mindre störningar och omöjligt att optimera driften av processerna med avseende på minimala utsläpp av lustgas.

Kväveavskiljning från rejektvatten ger alltid upphov till utsläpp av lustgas. Vanligen leds rejektvattnet till inkommande vatten och kvävereningen sker för denna blandning av inkommande avlopp och rejektvatten. Kosonen m.fl. (2013) skattade från 9 månaders kontinuerliga mätningar på reningsverket i Helsingfors utsläppen av lustgaskväve till 1,8 % av inkommande kväve, vilket motsvarade 2,0 % av reducerat kväve och Daelman m.fl. (2015) mätte för ett reningsverk i Rotterdam att i genomsnitt under 16 månader 2,8 % av inkommande kväve till avgick som lustgas, vilket motsvarade 3,5 % av reducerat kväve. Ett något större utsläpp av lustgas vid rening av rejektvattenkvävet än genomsnittsutsläppet vid rening av kvävet i det blandade avloppsvattnet kan dessutom förväntas. Rejektvattnet har nämligen mycket kväve och lite kol och sänker därmed kol-kväveknoten, vilket ökar utsläppen av lustgas (Stenström m.fl., 2017). Sammantaget innebär ovanstående att det är rimligt att förvänta sig att minst 2 till 5 % av det bortrenade rejektvattenkvävet avgår som lustgas när rejektvattnet behandlas i bio-

steget tillsammans med övrigt avloppsvatten. I tabell 6 ges det lägre värdet, 2 %, men produktionen av lustgaskväve från det reaktiva kväve som rejecktvattnet tillför kan mycket väl även vid behandling i biosteget vara lika stor som anges för separat behandling i SBR, 4 %.



Figur 6. Den vanligaste kvävereningen i reningsverk börjar med ammoniumkväve som nitrifieras och sedan denitrifieras till kvävgas. I denna process kan lustgas bildas i nitrifikationsprocessen på två olika sätt och är dessutom en intermediär som allt kväve i denitrifikationsprocessen går igenom. Vid separat rejecktattenbehandling är nitrifikations-denitrifikationsprocessen mycket vanlig, även om processerna Sharon (nitritation-denitrifikation) och anammox används i några reningsverk. Figuren är modifierad från Jönsson m.fl. (2015).

Den vanligaste processen bland de ca 15 reningsverk som har separat kväverening av rejecktatten är nitrifikations-denitrifikationsprocessen i SBR-reaktor (satsvis biologisk reaktor) (Stenström m.fl., 2017). Om SBR-processen är "rimligt välmående" anger Stenström m.fl. (2017) att utsläppen av lustgaskväve är 4 % av reducerat kväve, men att emissionerna blir högre om processen är i obalans. De rekommenderar också att mätning av utsläppen av lustgas bör utföras "på plats vid den specifika anläggningen". Processen kan nämligen lätt komma i obalans, då rejecktatten har låg kol-kvävekvot och nitrithalter som hämmar olika delprocesser lätt ansamlas. Mindre obalanser är svåra att upptäcka och konsekvenserna för utsläppen av lustgas omöjliga att förutse. Detta är troligen orsaken till att Jönsson m.fl. (2015) uppmätte det genomsnittliga lustgaskväveutsläppet under en tvåmånaders period från en SBR-reaktor till 10,4 %. De minsta utsläppen från en enskild sats under perioden var 2,6 % och de maximala var mer än 100 % lustgaskväve av inkommande kväve. Då kvävereduktionen var 75-80 % av inkommande kväve innebär detta att utsläppen minst motsvarade ett genomsnitt på 13 %, med ett minimum på 3,3 % och ett maximum på mer än 125 % av reducerat kväve. Det stora maximala utsläppet innebär att, förutom kvävet i det inkommande rejecktatten, avgick en del av totalkvävet i slammet som lustgaskväve under behandlingen av denna sats.

Tabell 6. Utsläpp av lustgas i koldioxidekvivalenter från reningen av kvävet i allt rejektvatten vars kvävemängd framgår av tabell 4. Utsläppen anges relativt mängden reducerat kväve (red-N). De totala utsläppen har för alla metoder beräknats för allt rejektvatten, trots att det allra mesta rejektvattnet behandlas i avloppsreningens biosteg och endast mindre andelar behandlas i nitrifikations-denitrifikationsprocess i SBR respektive i anammox-process

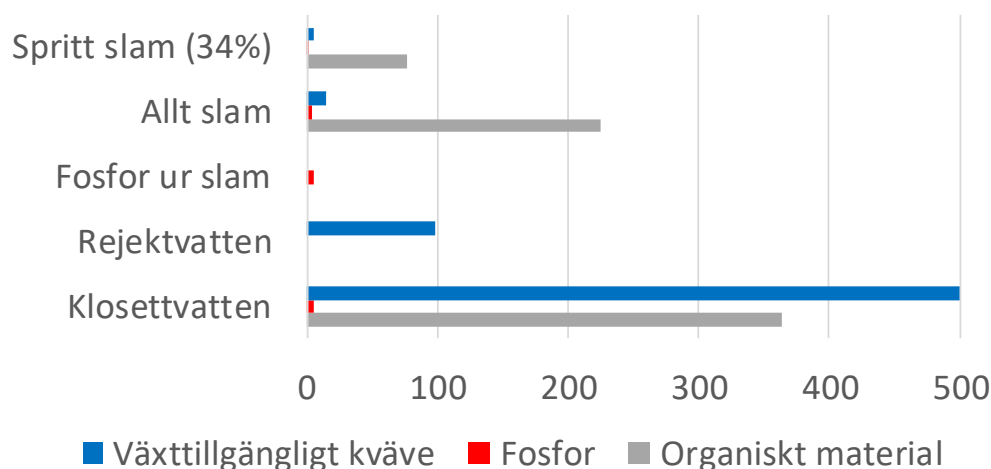
| Rening som kan slippas vid återvinning | Lustgasutsläpp N <sub>2</sub> O-N/red-N | Växthuseffekt CO <sub>2</sub> e kg/kg red-N | Lustgas ton CO <sub>2</sub> e/år |
|--|---|---|----------------------------------|
| Rejekt till biosteg <sup>1</sup>       | 2 %                                     | 9,4   | 74 542                           |
| Rejekt till SBR <sup>2</sup>           | 4 %                                     | 18,8  | 149 084                          |
| Rejekt till anammox <sup>3</sup>       | 1 %                                     | 4,7   | 37 271                           |

1. Utsläpp skattat baserat på Kosonen m.fl. (2013).

2. Utsläpp skattat baserat Stenström m.fl. (2017).

3. Utsläpp skattat baserat på Jönsson m.fl. (2015) och Stenström m.fl. (2017).

Om rejektvattnets kväve återvinns som gödsel istället för att renas bort minskas utsläppen av lustgas på grund av minskat behov av att rena bort kväve i reningsverket. Beroende på hur rejektvattnet renas varierar denna minskning med mellan ca 4,7 och 19 kg CO<sub>2</sub>e kg/kg red-N (tabell 6). Rejektvattenbehandling med nitritation-anammox bör ge mindre utsläpp av lustgas än övriga processer, då lustgas endast kan bildas från nitritationssteget som dessutom endast hälften av kvävet genomgår, men inte från anammoxsteget (figur 6). För nitritation-anammox-processen har också låga utsläpp mätts upp i såväl pilot som fullskalemätningar (tabell 6; Jönsson m.fl.; 2015; Stenström m.fl., 2017). Om kväve istället återvinns genom källsortering av urin eller KL-vatten minskar behovet av kvävereduktion i biosteget, vilket minskar utsläppen av lustgas från reningen med motsvarande ca 9,4 kg CO<sub>2</sub>e per kg återvunnet kväve (figur 7).



Figur 7. Potentiellt minskad klimatpåverkan i 1000 ton CO<sub>2</sub>e vid återvinning och spridning av kväve, fosfor och organiskt material till odlingsmark via spridning av slam och klosett-vatten, fosfor utvunnet ur slam och kväve utvunnet ur rejektvatten. Den minskade klimatpåverkan beror på sluppen (=ersatt) produktion av mineralgödsel (3 kg CO<sub>2</sub>e per kg växttillgängligt kväve, 1 kg CO<sub>2</sub>e per kg fosfor), samt på organiskt material som sprids som mullråvara (1,83 kg CO<sub>2</sub>e per kg organiskt material). För rejektvatten och klosett-vatten beror det dessutom på att det återvunna kvävet inte behöver renas bort i reningsverket (9,4 kg CO<sub>2</sub>e per kg kväve).

## Kväveåtervinning – sammanlagda slupna utsläpp

Vid återvinning av kväve från avlopp minskas klimatpåverkan både på grund av slupna utsläpp såväl från produktion som från rening av kväve. De slupna utsläppen för produktion av ett kg mineralkväve som ammoniumsulfat är 3 kg CO<sub>2</sub>e enligt



Brenttrup m.fl. (2016; hälften producerat i Europa och hälften i Ryssland), medan de slupna utsläppen per kg rejektvattenkväve som inte behöver renas visas i tabell 6. Vid återvinning av rejektvattenkväve minskar alltså utsläppen av lustgas potentiellt motsvarande 7,7 till 21,8 kg CO<sub>2</sub>e per kg kväve beroende på reningsteknik. Vid rejektvattenrening som fungerar så dåligt som Jönsson m.fl. (2015) uppmätte skulle de minskade utsläppen av lustgas motsvara 64 kg CO<sub>2</sub>e per kg återvunnet kväve i genomsnitt.

Återvinning av kväve via källsortering av urin eller KL-vatten minskar också utsläppen av lustgas mycket. Utsläppen av lustgas minskar med storleksordningen 9,4 kg CO<sub>2</sub>e från reningen och 3 kg CO<sub>2</sub>e från sluppen kväveproduktion, sammanlagt runt 12,4 kg CO<sub>2</sub>e per kg källsorterat och nyttiggjort kväve. De potentiellt minskade utsläppen av ett kg avloppskväve som återvinns och utnyttjas gödsel är alltså lika stora som om jordbruket får tillgång till ca fyra kg mineralkväve helt utan produktionsutsläpp. Om allt klosett-vattenkväve, som motsvarar ca 20 % av användningen av mineralgödselkväve, återvanns och användes som gödsel skulle alltså den potentiellt minskade klimatpåverkan vara lika stor som om 80 % av jordbrukets mineralgödsel producerades helt utan klimatpåverkande utsläpp. Detta är potentialen. Den minskas av de utsläpp som återvinningen skulle ge upphov till och ökas av de utsläpp som undviks genom minskad användningen av energi och kolkälla i reningsverkens kväverening.

Mineralkväve kan tillverkas från förnybara resurser och detta förs ofta fram som ett alternativ till att återvinna kväve från avlopp. Utsläppen från produktion av kväve med förnybara resurser (el, biogas etc.) är mellan 0,1 och 4,7 kg CO<sub>2</sub>e/kg N (Ahlgren m.fl., 2015). Om vi antar att utsläppen är 1,0 kg CO<sub>2</sub>e per kg kväve så innebär detta att utsläppen av växthusgaser minskar med 2,0 kg CO<sub>2</sub>e per kg kväve i förhållande till produktion från naturgas (tabell 5). Detta är väsentligt mindre än den potentiella minskningen vid återvinning av kväve från avlopp, som är 7,7 till 64 kg CO<sub>2</sub>e vid återvinning av rejektvattenkväve och ca 13 kg CO<sub>2</sub>e vid återvinning av kväve via källsortering av urin eller KL-vatten. Av tabell 4 framgår dock tydligt att återvunnet kväve från avlopp maximalt kan ersätta ca 20 % av det mineralkväve som används idag. För att öka hållbarheten, och cirkulariteten, för samhället, och specifikt för avloppshantering och växtodling, bör så mycket kväve som möjligt återvinnas från avlopp och det mineralkväve som ytterligare behövs bör produceras med förnybara resurser. Återvunnet och förnybart producerat kväve kompletterar varandra.

Ovanstående diskussion om återvinning jämfört med reduktion av rejektvattenkväve har begränsats till klimatpåverkan orsakad av utsläpp av lustgas. Klimatet påverkas också av andra faktorer. Det kväve som återvinns från avlopp behöver inte renas bort, vilket innebär att energi för reningsprocessens oxidation av kväve till nitrit och nitrat sparas. Dessutom sparas vid separat nitrifikations-denitrifikationsprocess för rejektvatten, och ibland även för blandat avloppsvatten, extern kolkälla. Denna externa kolkälla är ofta metanol producerad av fossila resurser. Å andra sidan ger återvinning vissa utsläpp beroende på dess användning av energi, kemikalier samt transporter. Hur stora utsläppen blir behöver studeras för varje enskilt fall, då återvinningen kan ske med flera olika tekniker. Rejektvattenkvävet kan, som nämnts tidigare, återvinnas genom ammoniakstripping och produktion av ammoniumsulfat eller ammoniumnitrat. Vid återvinning av kväve via ammoniakstripping eller via utfällning till struvit blir oftast halten av olika skadliga föroreningar i gödselmedlet liten eller försumbar. Rejektvattenkvävet kan också återvinnas genom surgöring kombinerat med destillation eller omvänd osmos (Ek m.fl., 2006). Dessa båda processer ger en koncentrerad flytande produkt, som kan hanteras för sig som ett flytande kvävegödselmedel, eller blandas med avvattnat slam till ett allsidigt flytande gödselmedel med högre näringskoncentrationer än biogödseln från dagens samrötningsanläggningar.

## Diskussion

Det finns flera motiv för att återvinna växtnäring från avlopp. Sådana motiv är a) att minska sårbarheten för försörjningen av växtnäring till svensk växtodling, b) risker och effekter kopplade till användningen av icke förnybara resurser för produktionen av använd mineralgödsel, och c) att minska miljö- och klimatpåverkan från behandling och utsläpp av avlopp och försörjningen av växtnäring till svensk odling.

Sårbarheten för försörjningen av växtnäring till svensk odling avgörs av 1) hur stor andel av växtodlingens tillförsel av växtnäring som kommer från importerad mineralgödsel, 2) hur mycket och 3) hur snabbt skörden påverkas om ingen importerad mineralgödsel finns att tillgå, och 4) i vilken utsträckning det finns alternativa inhemska växtnäringsprodukter som kan ersätta den importerade mineralgödseln.

Värdet av att återvinna icke förnybara resurser kvantifieras i denna rapport baserat på hur I) stora de ekonomiska reserverna är för den väsentliga råvaran, II) hur mycket en prisökning av ämnet i mineralgödsel påverkar kostnaden för svensk växtodling, samt III) de potentiellt minskade utsläppen av lustgas, vilket är den minskade miljöbelastning vid återvinning från avlopp som diskuterats i denna rapport. Dessutom finns effekter som inte kvantifierats i denna rapport, till exempel det minskade energibehovet när behovet av kväverening minskar och det minskade behovet av fällningskemikalier när urin eller KL-vatten källsorteras och inflödet av fosfor till reningsverket därigenom minskar.

Av tabell 7 framgår att det, vad gäller sårbarhet för svensk växtnäringsförsörjning, finns betydligt starkare argument för att återvinna kväve än såväl fosfor som kalium. Konsekvenserna för växtodlingen vid ett importstopp av mineralkväve blir betydligt mera allvarliga än vid importstopp av fosfor och/eller kalium. Detta beror dels på att mineralgödsel utgör en så stor andel av det växttillgängliga kvävet som sprids i växtodlingen och dels på att skörden av de flesta grödor minskar kraftigt redan år 1 om inget mineralkväve finns att tillgå. Dessutom har vi ingen inhemsk källa som inom en rimlig tidshorisont (<5 år) kan ersätta det importerade mineralgödselkvävet. Efter ombyggnad för återvinning av kvävet i reningsverkens rejektvatten skulle ca 4 % av det mineralkväve som används idag (2016/17) kunna ersättas och efter ombyggnad av hela avloppssystemet till källsortering skulle runt 20 % kunna ersättas.

Tabell 7. Värdering av sårbarheten för svensk växtnäringsförsörjning

| Motiv/faktor  | Växttillgängligt kväve | Fosfor  | Kalium                  |
|---|------------------------|---|-------------------------|
| Andel mineralgödsel av spritt                                   | 83                     | 42  | 23                      |
| Skördepåverkan år 1, %  | 30-60                  | Potatis viss                                    | Potatis, grönsaker viss |
| Skördepåverkan år 5-10, %                                       | 30-60                  | Potatis viss, övrigt mindre                     | Potatis, grönsaker viss |
| Alternativ svensk källa, andel av användningen av mineralgödsel | Rejektvatten, 4 %      | Gruvavfall, >500 % <sup>1</sup>                 | Biobränsleaska, 164 %   |
|   | KL-vatten, 20 %        | allt slam, 15 % <sup>2</sup><br>KL-vatten, 35 % | KL-vatten, 46 %         |
| Samlad sårbarhet för växtnäringsförsörjningen                   | Mycket hög             | Låg   | Låg                     |

1. LKAB (2019) anger i ett pressmeddelande 500 %.

2. 60 % av slammets fosfor antas ersätta mineralgödsel fosfor. Fosfor i det slam som redan sprids (34 %) är frånräknad.

Konsekvenserna vid importstopp för fosfor eller kalium påverkar omedelbart endast en mindre del av växtodlingen, huvudsakligen potatis och grönsaksodlingen, och även för

dessa grödor är påverkan betydligt mindre än vid ett stopp för kväve. För såväl fosfor som kalium skulle konsekvenserna öka vid ett flerårigt importstopp. Konsekvenserna skulle öka snabbare för kalium än för fosfor, men samtidigt huvudsakligen begränsas till grödorna potatis och grönsaker. Konsekvenserna vid ett långvarigt (5-10 år) importstopp av fosfor kommer att påverka, förutom odlingen av potatis, också i viss, med tiden successivt växande, utsträckning produktionen av alla övriga grödor på rena växtodlingsgårdar. När den till 2023 planerade återvinningen av fosfor från gruvavfall tagits i drift bör dock konsekvenserna av ett importstopp för fosfor bli små om alls några. För kalium bör konsekvenserna avsevärt kunna mildras genom användning av bioaska med låga tungmetallhalter som kaliumgödselmedel.

Den största risken kopplad till brist på icke förnybara resurs för produktion av växtnäring finns för kväve, eftersom den ekonomiska reserven av naturgas, räknat som antal årsproduktioner, är betydligt mindre än reserverna för råfosfat och kaliumsalt (tabell 8). Den ekonomiska reserven av naturgas är dessutom betydligt säkrare skattad än reserverna av fosfor och kalium, vilket innebär att sannolikheten för nya stora fyndigheter av naturgas är jämförelsevis låg. Skulle trots allt stora fyndigheter av naturgas upptäckas finns det risk att deras nyttiggörande förhindras av nya överenskommelser gällande utsläpp av växthusgaser. Den ekonomiska påverkan på växtodlingen av ett ökat pris på växtnäring, vilket kan bli konsekvensen när den ekonomiska reserven blir alltför liten, är också betydligt större för kväve än för fosfor och kalium (tabell 8).

Tabell 8. Värdering av risker och effekter kopplade till mineralgödsels användning av icke förnybara resurser

| Motiv/faktor   | Växttillgängligt kväve | Fosfor  | Kalium  |
|--|------------------------|---------|---------|
| Ekonomisk reserv, årsproduktioner för viktigaste råvaran           | 53                     | 266     | 93      |
| Kostnadsökning för svensk växtodling vid dubbelt pris, miljoner kr | 1880                   | 290     | 200     |
| Samlad risk och effekt kopplad till bruk av icke förnybar resurs   | Stor                   | Måttlig | Måttlig |

De potentiellt minskade utsläppen av växthusgaser talar starkt för att satsa på återvinning av växttillgängligt kväve i avloppsreningsverken, framförallt av rejektvattenkväve som idag går till rening via nitrifikation-denitrifikationsprocess, då den potentiella minskningen av lustgasutsläpp från rening tillsammans med slupna produktionsutsläpp motsvarar minst runt 12 kg CO<sub>2</sub>e per kg kväve när reningen sker tillsammans med övrigt avloppsvatten, och 22 kg CO<sub>2</sub>e/kg N när rejektvattnet behandlas separat via nitrifikation-denitrifikation i en SBR-process. Rejektvattenkväve återvinns dessutom oftast via processer (ammoniakavdrivning eller struvitutfällning) som ger gödselmedel med låga, om detekterbara, halter av miljöskadliga föroreningar.

Även återvinning av kväve via källsortering av KL-vatten eller urin minskar potentiellt lustgasutsläppen med runt 12 kg CO<sub>2</sub>e per kg kväve. Den stora mängden kväve i urin och KL-vatten innebär att den potentiellt minskade klimatpåverkan blir mycket stor (tabell 9, figur 7) och dessutom minskar sådan återvinning allmänt belastningen på reningsverken och därigenom dess användning av olika resurser. Samtidigt kan mycket kväve, fosfor, kalium och svavel i för växtodlingen passande relationer återvinnas i växttillgänglig form. Vid KL-sortering minskar dessutom spridningen av smittämnen, inklusive antibiotikaresistenta bakterier, till omgivningen väsentligt. Speciellt gäller detta vid bräddningar.

Tabell 9. Potentiellt minskad klimatpåverkan vid återvinning av växtnäring från avlopp

| Motiv/faktor   | Växttillgängligt kväve                       | Fosfor | Kalium |
|--|--|--------|--------|
| Potentiellt minskad klimatpåverkan vid återvinning, kg CO <sub>2</sub> e/kg näring                                 | (8 <sup>a</sup> -) >12 (- >22 <sup>a</sup> ) | ~ -1   | ~ -0,5 |
| Potentiellt minskad klimatpåverkan vid maximal återvinning <sup>2</sup> från avlopp, 1000 ton CO <sub>2</sub> e/år | 426 120                                      | 5 630  | 5 820  |
| Samlad potentiellt minskad klimatpåverkan av återvunnen växtnäring   | Mycket stor                                  | Liten  | Liten  |

a. Uppgiften 8 kg CO<sub>2</sub>e/kg växttillgängligt kväve gäller bara för den lilla mängd rejektivattenkväve som renas bort i anammoxprocesser. För kväve som renas bort i biosteget är klimatpåverkan >12 kg CO<sub>2</sub>e/kg växttillgängligt kväve medan den är >22 kg CO<sub>2</sub>e/kg kväve som renas bort från rejektivatten i en SBR-process.

b. För växttillgängligt kväve och kalium har återvinning av allt växttillgängligt kväve respektive kalium i klosettvattnet ansetts vara maximal och för fosfor har återvinning av all fosfor i slammet ansetts vara maximal.

Av tabell 7 framgår att den största potentialen för återvinning av växtnäring från avlopp är källsortering och användning av KL-vatten som gödselmedel. Tabellerna 6 och 9 belyser bara de potentiellt minskade utsläppen av lustgas. Därför kvarstår frågan om källsortering och användning av KL-vatten, eller urin, som gödselmedel verkligen minskar klimatpåverkan när hela systemet för återvinningen inkluderas i analysen. Analyser av hela systemen, inklusive återvinning och återföring, tyder på att detta verkligen är fallet. Enligt medianvärden från sex miljösystemanalyser publicerade efter 2010 (Kärrman m.fl., 2012; Remy., 2010; Spångberg m.fl., 2014; Tervahauta m.fl., 2013; Vidal., 2014; Wittgren m.fl., 2011) minskar klimatpåverkan med 38 %, användningen av primärenergi med 26 % och övergödningen med 29 % för ett källsorterande och näringsåtervinande KL-vattensystem jämfört med ett konventionellt avloppssystem kombinerat med användning av mineralgödsel i växtodlingen. I fem av studierna jämfördes också ett urinsorterande system med det konventionella systemet, och medianutfallet var snarligt det för de källsorterande KL-vattensystemen. Utformningen av såväl de källsorterande som de konventionella systemen varierade mellan studierna, liksom systemavgränsningarna.

# Slutsatser och rekommendationer

## Slutsatser

Regeringen har sedan 2002 i samtliga utredningsuppdrag om återvinning av näring från avlopp betonat fosfor och risken för global brist på råfosfat. Ny information om storleken på de ekonomiska reserverna av kritiska råvaror för produktion av mineralgödsel visar att återvinning av kväve, kalium och svavel är minst lika viktiga, om inte viktigare, än återvinning av fosfor då de ekonomiska reserverna 2017 av naturgas (viktigaste råvaran för produktion av mineralkväve) motsvarade 53 årsproduktioner, de för kalisalt motsvarade 93 årsproduktioner, de för icke oxiderat svavel 60 årsproduktioner, medan storleken på den ekonomiska reserven av råfosfat var störst och motsvarade 266 årsproduktioner.

Återvinning av fosfor ur avlopp kan, liksom återvinning av kväve, kalium och svavel bidra till ökad hållbarhet, en cirkulär bioekonomi och dessutom till minskad sårbarhet vid stopp för import av mineralgödsel. Avloppets växtnäring kommer nästan helt från toalettavloppet (KL-vattnet), vars innehåll av fosfor, kväve, kalium och svavel motsvarar ca 35, 20, 46 respektive 11 % av mängderna i såld mineralgödsel. Återvinning och användning av denna växtnäring som gödsel skulle kunna väsentligt minska beroendet av importerad mineralgödsel och därmed sårbarheten för svensk växtodling. Viktigast för minskad sårbarhet är ökad återvinning av växttillgängligt kväve eftersom skördarna av de flesta grödor minskar med 30-60 % redan första året utan gödsling med växttillgängligt kväve.

Idag återvinns en del av avloppets näring via användning av avloppsslam som gödselmedel. Växttillgängligheten hos fosfor i slammet direkt efter spridning är oftast låg, men på lång sikt verkar den, i varje fall på vissa jordar, kunna bibehålla jordens förråd av fosfor ungefär likvärdigt med mineralgödselfosfor. Förutom med fosfor bidrar slam som sprids med kväve och organiskt material som, i varje fall under de första åren efter spridning, troligen ger ett större bidrag till skörden än fosfortillförseln. Slammets innehåll av organiskt material bidrar till ökad multhalt och bördighet och förbättrad brukningsbarhet. Inlagringen av slammets organiska material i jorden innebär också stora negativa utsläpp av koldioxid, jämfört med såväl förbränning av slammet som med utsläpp vid produktion av mineralgödsel med samma mängd näring. Forskning behövs för att bättre bedöma storleken på denna minskade klimatpåverkan över tid.

Återvinning av kväve från avlopp för användning som gödsel kan väsentligt minska utsläppen av växthusgaser per kg kväve. Återvinning av kväve från avloppsreningens rejektvatten ger per kg kväve störst minskning av utsläppen. För återvunnet och återanvänt rejektvattenkväve som annars skulle renats bort via välfungerande nitrifikation-denitrifikation i SBR-reaktor är den potentiella minskningen av växthusgasutsläpp av storleksordningen 22 kg CO<sub>2</sub>e per kg återvunnet kväve, men betydligt större för sämre fungerande kväverenningsprocesser. Detta kan jämföras med att utsläppen potentiellt minskar med -1,7 till 3 kg CO<sub>2</sub>e per kg använt kväve tillverkat av förnybara resurser och med maximalt 1 kg CO<sub>2</sub>e per kg återvunnen fosfor och 0,5 CO<sub>2</sub>e per kg återvunnet kalium.

## Rekommendationer

Återvinning av näring från avlopp kan bidra till bättre kretslopp och hållbarhet samt till att minska odlingens sårbarhet liksom klimatpåverkan från avlopp och livsmedelssystem. Detta gäller i särskilt hög grad kväve. Beslut om nationella mål för återvinning av

växtnäring från avlopp bör därför införas då de är viktiga för VA-branschens prioriteringar.

Motiven för att återvinna fosfor, kalium och svavel är sinsemellan likvärdiga. För att främja en utveckling av återvinningstekniker som passar olika lokala förutsättningar är det önskvärt att införa ett gemensamt mål för återvinning av summan av dessa tre ämnen. Alltså att summan av återvunnen fosfor, kalium och svavel ska utgöra en viss procentandel av summan av den mängd fosfor plus kalium plus svavel som tillförs avloppssystemet. Ett gemensamt mål är också viktigt för att förhindra suboptimering av återvinningssystemen, vilket troligen blir resultatet om återvinningsmål specificeras för endast ett av dessa ämnen.

Ett separat mål för återvinning av kväve från avlopp rekommenderas starkt, då återvinning av kväve, och speciellt av växttillgängligt kväve från rejektvatten, per kg återvunnen kväve kraftigt kan minska utsläppen av växthusgaser, samtidigt som växtodlingens beroende av importerat mineralkväve, och därmed dess sårbarhet, minskar.



# Referenser

- af Petersen, E. 2019. Kretsloppsprojekt i Sverige. Presentation vid Avlopps- & kretsloppskonferensen, Halmstad 2019-03-13-14. <https://vaguiden.se/wp-content/uploads/2019/03/VAGKretsloppsprojektISverigeVAK190314.pdf>
- Ahlgren, S., Bauer, F., & Hulteberg, C. 2015. Produktion av kvävegödsel baserad på förnybar energi. Rapport Nr 082, Institutionen för energi och teknik, SLU.
- Andersson, P.-G. 2012. Slamspridning på åkermark - fältförsök med kommunalt avloppsslam från Malmö och Lund under åren 1981–2011. Hushållningssällskapets rapportserie 16, Hushållningssällskapet.
- Andrén, O. & Kätterer, T. 1997. ICBM: the introductory carbon balance model for exploration of soil carbon balances. *Ecological Applications*, 7(4), 1226-1236.
- Andrist Rangel, Y. 2008. Quantifying Mineral Sources of Potassium in Agricultural Soils. Doctoral Thesis Swedish University of Agricultural Sciences Uppsala. *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae* 2008:53.
- Andrist Rangel, Y., Redner, A., Fägerlind, K., Larsson, K., Mårtensson, K & Johnsson, H. 2017. Utvärdering av införande av normgödsling samt effekten av uppdaterade näringshalter i stallgödsel. Rapport Nr 3 2017, SMED. Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut. [www.smed.se](http://www.smed.se).
- Arntzen, V.B.G. 2012. Erfaringer med nitrogenfangst fra rejektivann fra utråtnet organisk matereiale med lukket ammoniakkstripping I Esløv. Examensarbete. Universitetet for miljø- og biovitenskap, Institutt for matematiske realfag og teknologi, Ås, Norge.
- Balmér, P. 2015. Parametrar för organiskt material i avloppsvatten och slam och något om deras användning. SVU Rapport 2015–11, Svenskt Vatten.
- Bernstad, A. & la Cour Jansen, J. 2012. Review of comparative LCAs of food waste management systems — current status and potential improvements. *Waste Management* 32:2439–55.
- Bergström Nilsson, S. & Bramstorp, A. 2014. Mikronäringsämnen i biogödsel. Faktablad biogödsel mikronäring, HIR Malmöhus.
- Bertilsson, G., Rosenqvist, H. & Mattsson, L. 2005. Fosforgödsling och odlingsekonomi med perspektiv på miljömål. Naturvårdsverkets rapport 5518.
- Biototal. www. Spetsa brunnen med extra kväve! <http://www.biototal.se/lantbruk/ammoniumsulfat> Besökt 2019-04-02.
- Bok, G., Brander, L. & Johansson, P. 2018. Nya möjligheter att minska mängden deponerat gipsavfall från bygg- och ombyggnadsprojekt. Report 2018:10, RISE.
- BP. 1996-2018. Statistical review of world energy. [www.bp.com/statisticalreview](http://www.bp.com/statisticalreview).
- Brentrup, F., Hoxha, A. & Christensen, B. 2016. Carbon footprint analysis of mineral fertilizer production in Europe and other world regions. In: 10th International Conference on Life Cycle Assessment of Food, Book of Abstracts. pp A482–A490.
- Börjesson, G. & Kätterer, T. 2018. Soil fertility effects of repeated application of sewage sludge in two 30-year-old field experiments. *Nutrient cycling in agroecosystems*, 112(3), 369-385.
- Börjesson, G. & Kätterer, T. 2019. Correction to: Soil fertility effects of repeated application of sewage sludge in two 30-year-old field experiments. *Nutrient cycling in agroecosystems*, <https://doi.org/10.1007/s10705-019-09988-x>.
- Cordell, D., & White, S. 2011. Peak phosphorus: clarifying the key issues of a vigorous debate about long-term phosphorus security. *Sustainability*, 3(10), 2027-2049.
- Cordell, D., Drangert, J. O. & White, S. 2009. The story of phosphorus: global food security and food for thought. *Global environmental change*, 19(2), 292-305.
- Cordell, D., Rosemarin, A., Schröder, J. J. & Smit, A. L. 2011. Towards global phosphorus security: A systems framework for phosphorus recovery and reuse options. *Chemosphere*, 84(6), 747-758.
- Daelman, M. R., van Voorthuizen, E. M., van Dongen, U. G., Volcke, E. I., & van Loosdrecht, M. C. (2015). Seasonal and diurnal variability of N2O emissions from a full-scale municipal wastewater treatment plant. *Science of the Total Environment*, 536, 1-11.
- Dahlberg, C. 2010. Biogödsel förädling. Rapport SGC 221, Svenskt gastekniskt centrum AB.
- Dawson, C. J., & Hilton, J. (2011). Fertiliser availability in a resource-limited world: Production and recycling of nitrogen and phosphorus. *Food Policy*, 36: S14-S22
- Delin, S. Nyberg, A. & Sarajodin, J. 2014. Fosforgödslingseffekt av olika restprodukter. Rapport 13, Institutionen för mark och miljö, SLU.
- Delin, S., Stenberg, B., Nyberg, A., & Brohede, L. 2012. Potential methods for estimating nitrogen fertilizer value of organic residues. *Soil Use and Management* 28: 283–291.

- Ek, M., Bergström, R., Bjurhem, J. E., Björleinius, B. & Hellström, D. 2006. Concentration of nutrients from urine and reject water from anaerobically digested sludge. *Water Science and Technology*, 54(11-12), 437-444.
- Eriksson, J., Hammar, O., Högborg, E., Jansson, S.L., Vahtras, K. & Wallén, C.C. 1970. Växtodlingslära. Del 1 – Marken. LTs förlag.
- Eriksson, J. 2001. Halter av 61 spårelement i avloppsslam, stallgödsel, handelsgödsel, nederbörd samt i jord och gröda. Rapport 5148, Naturvårdsverket.
- EU. 2017. Study on the review of the list of Critical Raw Materials - Critical Raw Materials Factsheets. Directorate-General for Internal Market, Industry, Entrepreneurship and SMEs Raw Materials, European Commission.
- EU. 2017/1938. Regulation (EU) 2017/1938 of the European Parliament and of the Council of 25 October 2017 concerning measures to safeguard the security of gas supply and repealing regulation (EU) No 994/2010. The European Parliament and Commission.
- Eurostat. 2018. Development of the production of primary energy (by fuel type), EU-28, 2006-2016. [https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Energy\\_production\\_and\\_imports](https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Energy_production_and_imports) hämtad 2019-03-08.
- Hallin, O. 2015. Svavel- och kaliumgödsling till ekologisk blandvall. Sverigeförsöken 2015, Mellansverige. Sid: 93-97.
- Hansen, T.L., Bhandar, G.S., Christensen, T.H. 2006. Life cycle modelling of environmental impacts of application of processed organic municipal solid waste on agricultural land (EASEWASTE). *Waste Management Research* 24:153–66.
- Hartlén, J., Grönholm, R., Nyström, T. & Schultz, J. 1999. Återanvändning av sekundära material inom anläggningsområdet. AFR report, 275, Avfallsforskningsrådet.
- IHS Markit. 2017. Sulphuric Acid - Chemical Economics Handbook. <https://ihsmarkit.com/products/sulphuric-acid-chemical-economics-handbook.html> Hämtad 2019-03-04.
- Jernkontoret. 2018. Stålintustrin gör mer än stål - Handbok för restprodukter 2018. Jernkontoret.
- Ekman, S. 2008. Höga mineralgödselpriser – varför och hur länge? PM 2008-11-19, Statistikenheten, Jordbruksverket.
- Jordbruksverket. 2015. Statens jordbruksverks föreskrifter om miljöhänsyn i jordbruket vad avser växtnäring. SJVFS 2004:62 inklusive ändringar till och med SJVFS 2015:21, Statens jordbruksverks författningssamling.
- Jordbruksverket. 2016. Försäljning av mineralgödsel 2014/15. Statistikrapport 2016:01, Jordbruksverket.
- Jordbruksverket. 2018. Rekommendationer för gödsling och kalkning 2019. Jordbruksinformation 18 – 2018, Jordbruksverket.
- Jordbruksverket/SCB. 2013. Sambearbetning av Gödselmedelsundersökningen och Skördeundersökningarna 2011. PM Lantbruksstatistik 2013:2, Jordbruksverket/Statistiska centralbyrån.
- Jönsson, H. & Vinnerås, B. 2013. Closing the loop: Recycling nutrients to agriculture. In: *Wastewater Treatment: Source Separation and Decentralisation*, T.A. Larsen, K.M. Udert and J. Lienert (eds.), IWA publishing, London, UK.
- Jönsson, H., Baky, A., Jeppsson, U., Hellström, D. & Kärrman, E. 2005. Composition of urine, faeces, greywater and bio-waste - for utilisation in the URWARE model. Report 2005:6, Urban Water, Chalmers. Sweden. Download: [www.urbanwater.org](http://www.urbanwater.org)
- Jönsson, H., Hallin, S., Bishop, K., Gren, I.-M., Jensen, E.S., Rockström, J., Vinnerås, B., Bergkvist, G., Strid, I. & Kvarnström, E. 2012. Återvinn fler näringsämnen än fosfor i avloppsvattnet. DN Debatt 2012-07-28, Dagens Nyheter.
- Jönsson, H., Junestedt, C., Willén, A., Yang, J., Tjus, K., Baresel, C., Rodhe, L., Trela, J., Pell, M. & Andersson, S. 2015. Minska utsläpp av växthusgaser från rening av avlopp och hantering av avloppsslam. SVU Rapport 2015-02, Svenskt Vatten.
- Jönsson, H., Vinnerås, B., Höglund, C., Stenström, T.-A., Dalhammar, G. & Kirchmann, H. 2000. Källsorterad humanurin i kretslopp. VA-Forsk rapport 2000-1, Svenskt Vatten.
- Kemi 2011. Kadmiumhalten måste minska – för folkhälsans skull. En riskbedömning av kadmium med mineralgödsel i fokus. Rapport från ett regeringsuppdrag. Sundbyberg: Kemikalieinspektionen.
- Kirchmann, H. & Pettersson, S. 1995. Human urine – chemical composition and fertilizer use efficiency. *Fertilizer Research* 40:149-154.
- Kosonen, H., Heinonen, M. & Fred, T. 2013. Continuous online measurement of nitrous oxide emissions at the Viikinmäki WWTP. In proceedings from NORDIWA 8-10 October 2013, Malmö, Sverige.



- Kärrman, E., Arnell, M., Rydhagen, B. & Svensson, G. & Wittgren, H.B. 2012. Multikriterieanalys för integrerade systemlösningar i H+ området. Urban Water AB. Uppdrag 120010, Rapport.
- Linderholm, K. & Mattsson, J.-E. 2013. Analys av fosforflöden i Sverige. Rapport 2013:5, Landskap trädgård jordbruk, SLU.
- Linderholm, K. 1997. Fosfors tillgänglighet i olika typer av slam, handelsgödsel samt aska. Rapport 1997:6, VA-forsk, Svenskt Vatten.
- Linderholm, K. 2011. Fosfor och dess växttillgänglighet i slam – en litteraturstudie. Rapport 2011-16, Svenskt Vatten Utveckling.
- LKAB. 2018. LKAB utvecklar ny teknik för att producera strategiska mineraler från gruvavfall. Pressmeddelande 2018-07-04, LKAB.
- LKAB. 2019. LKAB investerar i pilotanläggning för fosfor och sällsynta jordartsmetaller. Pressmeddelande 2019-02-20. <https://www.lkab.com/sv/nyhetsrum/pressmeddelanden/lkab-investerar-i-pilotanlaggning-for-fosfor-och-sallsynta-jordartsmetaller/>. Besökt 2019-05-24.
- Lundin, G. 2007. Radmyllning och kombisädd av flytande gödselmedel i ekologisk spannmålsodling. JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik.
- Miljö- och energidepartementet. 2019. Förordning (1998:944) om förbud m.m. i vissa fall i samband med hantering, införsel och utförsel av kemiska produkter. Inklusive ändringar till och med SFS 2019:173. Svensk författningssamling.
- Nationalencyklopedin. www. Mikronäringsämne. <http://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/lang/mikronaringsamne> (hämtad 2019-02-07).
- Naturvårdsverket. 2001. Kungörelse med föreskrifter om skydd för miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket. SNFS 1994:2 inklusive ändringsföreskrifter SNFS 1998:4, SNFS 2001:5, Statens naturvårdsverks författningssamling.
- Naturvårdsverket. www1. Gödselhantering inom jordbruket är den dominerande källan till ammoniakutsläpp i Sverige. <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/Ammoniak-utslapp-till-luft/> (hämtad 2019-02-19).
- Nawara, S., Van Dael, T., Merckx, R., Amery, F., Elsen, A., Odeurs, W., Vandendriessche, H., McGrath, S., Roisin, C., Jouany, C., Pellerin, S., Denoroy, P., Eichler-Löbermann, B., Börjesson, G., Goos, P., Akkermans, W. & Smolders, E. 2017. A comparison of soil tests for available phosphorus in long-term field experiments in Europe. Eur J Soil Sci 68:873–885.
- NV. 2013. Hållbar återföring av fosfor. Rapport 6580, Naturvårdsverket.
- Olsson, J. 2018. Co-digestion of microalgae and sewage sludge - a feasibility study for municipal wastewater treatment plants. (Diss) Mälardalen University.
- Pettersson, O. 1992. Kretslopp i odling och samhälle. Aktuellt från lantbruksuniversitetet 408, SLU.
- Ragnsells. 2018. Cirkulärt samarbete för fosforåtervinning i Danmark. <https://www.ragnsells.se/inspire-ras/ragn-sells-och-biofos/> hämtad 2019-03-01.
- Ragnsells. 2019. Ragn-Sells cirkulära kväverening får miljoninvestering från EU. Pressmeddelande.
- Regeringen. 2018. Giftrik och cirkulär återföring av fosfor från avloppsslam. Kommittédirektiv Dir 2018:67, Miljö- och energidepartementet.
- Remy, C., 2010. Life cycle assessment of conventional and source separation systems for urban wastewater management. PhD Diss, Technischen Universität Berlin.
- Revaq. 2018. Årsrapport 2017. <http://www.svenskvatten.se/globalassets/avlopp-och-miljo/uppstomsarbete-och-kretslopp/revaq-certifiering/revaq-arsrapport-2017.pdf> hämtad 2019-03-01.
- SCB, www1. Folkmängd i riket, län och kommuner 31 december 2017 och befolkningsförändringar 1 oktober–31 december 2017. Totalt. <https://www.scb.se/hitta-statistik/statistik-efter-amne/befolkning/befolkningens-sammansattning/befolkningsstatistik/pong/tabell-och-diagram/kvartals-och-halvarsstatistik-kommun-lan-och-riket/kvartal-4-2017/> besökt 2019-02-12.
- SCB. 2017. Gödselmedel i jordbruket 2015/16. Statistiska meddelanden MI 30 SM 1702. Statistiska centralbyrån.
- SCB. 2018a. Försäljning av mineralgödsel till jord- och trädgårdsbruk 2016/17. Statistiska meddelanden MI 30 SM 1801, Statistiska centralbyrån.
- SCB. 2018b. Utsläpp till vatten och slamproduktion 2016, Statistiska meddelanden MI 22 SM 1801, Statistiska centralbyrån.
- SCB. 2018c. Kväve- och fosforbalanser för jordbruksmark 2016. Statistiska meddelanden MI 40 SM1801, Statistiska centralbyrån.
- Simonsson, A. 2006. Fodermedel och näringsrekommendationer för gris, Rapport 266, Institutionen för husdjurens utfodring och vård, SLU.

- SPCR. 2018. Certifierad återvinning SPCR 120 Årsrapport 2017, Avfall Sverige.
- Spångberg, J., Tidåker, P. & Jönsson, H. 2014. Environmental impact of recycling nutrients in human excreta to agriculture compared with enhanced wastewater treatment. *Science of the Total Environment* 493:209-219.
- Steineck, S. Gustafsson, G., Andersson, A., Tersmeden, M. & Bergström, J. 1999. Stallgödsels innehåll av växtnäring och spårelement. Rapport 4974, Naturvårdsverket.
- Stenström, F., la Cour Jansen, J., Andersson Chan, A., Eliasson, M., Marsteg, A.-K., Sehlén, R. & Thelin, G. 2017. Rejektivattenbehandling – en kunskapssammanställning. Rapport 2017-11, Svenskt Vatten Utveckling, Svenskt Vatten.
- Svanström, M., Heimersson, S. & Harder, R. 2016. Livscykelanalys av slamhantering med fosforåterföring. SVU-rapport 2016-13, Svenskt Vatten Utveckling.
- Sävsjö Biogas. 2018. Råd och anvisningar för användning av Biogödsel – Innehållsdeklaration, publicerad : 2018-04-24. <http://www.savsjobiogas.se/wp-content/uploads/2018/04/S%C3%A4vsj%C3%B6-Inneh%C3%A5llsf%C3%B6rteckning-biog%C3%B6dsel-2018.02.pdf> hämtad 2019-03-09.
- Tervahauta, T., Hoang, T., Hernández, L., Zeeman, G., & Buisman, C. 2013. Prospects of Source-Separation-Based sanitation concepts: A model-based study. *Water*, 5(3), 1006-1035.
- Thelin, G. 2012. Askbaserad gödsling i ungskog av björk och hybridasp. Rapport 1213 Värmeforsk.
- Tidåker, P., Mattsson, B. & Jönsson, H. 2007. Environmental impact of wheat production using human urine and mineral fertilisers - a scenario study. *Journal of Cleaner Production* 15:52-62.
- Tumlin, S., Gustavsson, D. & Bernstad Saraiva Schott, A. 2014. Klimatpåverkan från avloppsreningsverk. SVU rapport 2014-02, Svenskt vatten.
- USGS. 1996-2018. Mineral Commodity Summaries.
- UVOA. 2018. Miljörapport 2017 – Biogasanläggningen vid Kungsängens gård. Uppsala Vatten och Avfall AB.
- Wainright, R. 2018. A World of Sulphur. *World Fertilizer Magazine* 24 December.
- Valkama et al. 2009. Phosphorus fertilization: A meta-analysis of 80 years of research in Finland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 130:75–85.
- Vidal, B. 2014. Blackwater sanitization with urea in Sweden – sanitization effect and environmental impact. Examensarbete 2014:13, Department of Energy and Technology, SLU. Uppsala, Sweden.
- Willén, A., Junestedt, C., Rodhe, L., Pell, M. & Jönsson, H. 2017. Sewage sludge as fertilizer – environmental assessment of storage and land application options. *Water Science and Technology*, 75(5), 1034-1050.
- Wittgren, H.-B., Malmqvist, P.-A., Norström, A., Pettersson, F. & Svensson, G. 2011. Systemanalys av kretsloppssystem för Norra Djurgårdsstaden, Stockholm. *Urban Water Management Rapport* 2011:1.
- Yara. 2007. Yara Financial Review 2007. [http://www.yara.com/en/investor\\_relations/financial\\_reports/index.html](http://www.yara.com/en/investor_relations/financial_reports/index.html)

## Personliga meddelanden

Andrist Rangel, Ylva. Utredare, Enheten för lantbruks- och energistatistik, Avdelningen för regioner och miljö, Statistiska centralbyrån. 701 89 ÖREBRO. Epost 2019-03-11, 2019-03-12.

Lundbergh, Klas. Advisor miljö, arbetsmiljö & energi. SSAB Special Steels. Epost 2019-04-03.